

**Ökologische Untersuchungen an der
Schlingnatter
(*Coronella austriaca* Laurenti 1768)**

**Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften
am Fachbereich Biologie/Chemie/Geowissenschaften
der Universität Bayreuth**

vorgelegt von

**Daniel Käsewieter
aus Kümmersbruck**

Bayreuth, Juni 2002

**Diese Arbeit wurde in der Zeit von Dezember 1999 bis Juni 2002 am Lehrstuhl
Tierökologie 1 der Universität Bayreuth angefertigt.**

**Vollständiger Abdruck der von der Fakultät für Biologie, Chemie und
Geowissenschaften der Universität Bayreuth zur Erlangung des akademischen Grades
eines Doktors der Naturwissenschaften genehmigten Dissertation.**

Promotionsgesuch eingereicht am: 19.06.2002

Zulassung durch die Promotionskommission am: 20.08.2002

Wissenschaftliches Kolloquium am: 20.12.2002

Amtierender Dekan: Prof. Dr. P. Rösch

Erstgutachter: PD Dr. W. Völkl

Zweitgutachter: Prof. Dr. D. v. Holst

**„So manche wissen mit den Schlangen
im Grunde nicht viel anzufangen.**

**Wir kehren uns da nicht daran
Und fangen mit den Schlangen an.**

**Daß sie so boshaft ist und lügt,
kommt nur daher, daß man sie tritt
und dass sie stets Verachtung litt.“**

-- Eugen Roth --

1	Einleitung	1
2	Material und Methoden	6
2.1	Das Projektgebiet: Das untere Lechtal	6
2.1.1	Lage	6
2.1.2	Naturraum	6
2.1.3	Klima	6
2.1.4	Landschaftsgeschichte	7
2.1.5	Die acht Untersuchungsgebiete	8
2.2	Erfassung der Reptilien	14
2.2.1	Erfassung im Gelände	14
2.2.2	Geschlechtsunterschiede	15
2.2.3	Individuelle Identifizierung	15
2.3	Telemetrische Untersuchungen	16
2.4	Kleinsäugererfassung	18
2.5	Erfassung der Landschaftscharakteristika	19
2.5.1	Lebensraumtypen	19
2.5.2	Kleinstrukturen	20
2.5.3	Auswertung	20
2.6	Wachstum und Überwinterung der Jungschlangen	22
2.6.1	Haltung der Jungschlangen	22
2.6.2	Fütterung	22
2.6.3	Überwinterung	23
2.7	Statistik	23
3	Ergebnisse	25
3.1	Verbreitung der Schlingnatter im Lechtal	25
3.2	Wiederfunde	25
3.3	Lebensraumcharakteristika	27
3.3.1	Habitate	27
3.3.1.1	Fundpunkte	27
3.3.1.2	Umgebung der Fundpunkte	28
3.3.2	Präferenzen	30
3.3.3	Grenzlinien	32
3.3.4	Strukturelemente	33
3.4	Phänologie	34
3.4.1	Jahresverlauf	34
3.4.2	Tagesverlauf	35
3.4.3	Häutungen	35
3.4.4	Witterung und Erfassungshäufigkeit	37
3.4.4.1	Bewölkung	37
3.4.4.2	Temperatur	38
3.4.4.3	Bodenfeuchte	39
3.4.4.4	Niederschlag	39
3.5	Raumnutzung des Einzelindividuums	39
3.5.1	Migration	39
3.5.2	Home- range	43
3.6	Populationsbiologie	45
3.6.1.	Längen und Gewichtsverteilungen	45
3.6.2	Größenklassen	46
3.6.3	Geschlechterverhältnis	47
3.6.4	Populationsgrößen	47
3.6.5	Prädation und Mortalität	49

3.6.6	Geburtstermine	50
3.6.7	Reproduktion	50
3.6.7.1	Gewicht und Anzahl der Jungtiere	50
3.6.7.2	Das Wachstum und Überleben der Jungtiere	54
3.7	Nahrungsbasis	59
3.7.1	Blindschleiche	59
3.7.1.1	Verbreitung im Lechtal	59
3.7.1.2	Habitatwahl	60
3.7.1.3	Populationsstruktur	61
3.7.1.4	Bedeutung für die Schlingnatter	62
3.7.2	Zauneidechse	63
3.7.2.1	Verbreitung im Lechtal	63
3.7.2.2	Habitatwahl	63
3.7.2.3	Populationsstruktur	64
3.7.2.4	Bedeutung für die Schlingnatter	65
3.7.3	Schlangen	65
3.7.4	Kleinsäuger	67
4	Diskussion	68
4.1	Verbreitung	68
4.2	Habitatwahl	69
4.3	Phänologie	72
4.4	Raumnutzung	75
4.5	Populationsbiologie	79
4.6	Reproduktion	84
4.7	Nahrungsangebot	89
4.8	Konsequenzen für den Naturschutz	92
5	Zusammenfassung	94
6	Summary	96
7	Literatur	98
8	Anhang	108

Einleitung

Schlangen werden seit 1990 als Objekte bei ökologischen Untersuchungen zunehmend beliebter (SHINE & BONNET 2000). Gleichzeitig werden sie, wie auch die übrigen Reptilien, in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft immer seltener. So stuft das BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1999) 11 von 14 in Deutschland vorkommenden Arten als gefährdet ein. Als wichtigste Ursachen können im gesamten Verbreitungsgebiet v.a. Habitatzerstörung- und fragmentation gelten (FILIPPI & LUISELLI 2000). Daneben spielen auch der Einsatz von Bioziden in der Landwirtschaft, Intensivierung der Forstwirtschaft und direkte Verfolgung eine Rolle (BFN 1999). Die Schlingnatter (*Coronella austriaca*, Laurenti 1768) ist sicherlich eine der Reptilienarten in Mitteleuropa, über deren Biologie bisher am wenigsten Informationen gesammelt wurden. Zwar besitzt diese relativ kleine und ungiftige Schlange ein großes Verbreitungsgebiet (man findet sie in nahezu ganz Europa mit Ausnahme Irlands, großen Teilen Englands, des nördlichen Skandinaviens, sowie Südspaniens, dazu kommt sie in Asien bis nach Kasachstan im Osten bzw. Nordiran in Südosten vor (Zusammenfassung der Verbreitung bei ENGELMANN 1993). Die Schlingnatter ist auch in Deutschland weit verbreitet (GRUSCHWITZ ET AL. 1993, SCHIEMENZ & GÜNTHER 1994; GÜNTHER & VÖLKL 1996), aber dennoch liegen vergleichsweise wenige Arbeiten zur Ökologie dieser Schlangenart vor. Erste gute Beschreibungen der Lebensweise dieser Art in Deutschland lieferten beispielsweise DÜRIGEN (1897) und ZIMMERMANN (1908). Am besten ist sicherlich der Kenntnisstand hinsichtlich der morphologischen Parameter der Schlingnatter. So werden Längenangaben, Pholidosemerkmale, Geschlechtsunterschiede etc. von *Coronella austriaca* in den Arbeiten von GÜNTHER & VÖLKL (1996) und ENGELMANN (1993) ausführlich beschrieben.

Arbeiten zu ökologischen Aspekten der Biologie von *C. austriaca* liegen bisher aus folgenden Teilen ihres Verbreitungsgebietes vor: England (SPELLERBERG & PHELPS 1977, PHELPS 1978, GODDARD 1980, GODDARD & SPELLERBERG 1980, GODDARD 1984), Schweden (ANDREN & NILSON 1976, 1979), Niederlande (STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993), Italien (LUISELLI ET AL. 1996), Portugal (MALKMUS 1995), Spanien (RUGIERO ET AL. 1995), Liechtenstein (KÜHNIS 1996), Schweiz (MONNEY ET AL. 1995, Hofer 2001), Deutschland (CLAUSNITZER 1989, WAITZMANN 1991, ZIMMERMANN 1988), Weißrussland (DROBENKOV 1999) und Österreich (CAPELLA ET AL. 2001). Viele kürzere und ältere Arbeiten, in denen Beobachtungen an der Schlingnatter publiziert wurden, haben den gravierenden Nachteil, dass die dargebotenen Informationen häufig nur auf wenigen Einzelindividuen beruhen und ihre allgemeine, übertragbare Bedeutung daher unklar ist (z.B. SCHMIDT 1930, STRECK 1965,

RÜHMEKORF 1970, HAPP 1985) oder aus Einzelbeobachtungen voreilige Schlüsse gezogen werden (FELDMANN ET AL. 1968).

Die Schlingnatter kann im Allgemeinen als typische xerothermophile Natter gelten, mit einer Vorliebe für trockene, südexponierte Hänge in einer kleinräumigen Landschaft, die eine Vielzahl von unterschiedlichen Habitataspekten (incl. Versteckmöglichkeiten und Sonnplätzen) bietet (GÜNTHER & VÖLKL 1996). Dabei treten deutlich erkennbare regionale Unterschiede hinsichtlich der bevorzugten Lebensräume auf: im Norden ihres Verbreitungsgebietes und in den Niederlanden werden vor allem Heidelandschaften besiedelt (BONT ET AL. 1986, STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993), in Norddeutschland spielen Sandlebensräume eine wichtige Rolle (STRECK 1965, PATZER 1990), während in Süddeutschland Halbtrockenrasen bevorzugt werden (VÖLKL & MEIER 1988). Im bayerischen Lechtal lebt(e) die Schlingnatter vor allem auf Magerstandorten entlang der dealpinen Flußauen (ABMANN et al. 1993). Dabei ist die Art aber hinsichtlich ihrer Ansprüche als anpassungsfähig zu bezeichnen: in vielen Gegenden werden Schlingnattern sogar in menschlichen Siedlungen beobachtet (FELDMANN 1981; VÖLKL mdl.). Hinsichtlich der Unterteilung des Jahreslebensraumes gibt es bei der Schlingnatter möglicherweise regionale Unterschiede. Während VÖLKL & MEIER (1988) und STRIJBOSCH & VAN GELDER (1993) zwei deutlich getrennte Jahreslebensräume unterscheiden (Winterquartiere und Sommerlebensräume einschließlich Paarungsplätze), konnte eine solche Trennung in anderen Studien bisher nicht nachgewiesen werden (z.B. PHELPS 1978, GODDARD 1984, SAUER 1997). Unterschiedlichste Angaben liegen zur Ernährung der Schlingnatter vor. Die Adulti können dabei als Opportunisten gelten (z.B. GODDARD 1984, ENGELMANN 1993, GÜNTHER & VÖLKL 1996), die sich je nach Angebot vor allem von Echsen oder / und Kleinsäugetern ernähren. Über die Ernährung der Jungtiere liegen dagegen kaum detaillierte Untersuchungen vor. Sehr wahrscheinlich sind sie auf junge Eidechsen und Blindschleichen angewiesen (ENGELMANN 1993, GÜNTHER & VÖLKL 1996).

Ein großes Problem stellt nach wie vor die Beurteilung der Wanderfähigkeiten der Schlingnatter dar. Bisher galten ca. 500 m als Maximaldistanz beim Wechsel zwischen Winter- und Sommerlebensraum (VÖLKL & MEIER 1988, STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993), wobei Männchen und nicht-reproduktive Weibchen die größten Distanzen zurücklegen.

Das Arbeiten mit Reptilien, insbesondere aber mit der Schlingnatter, erfordert generell einen hohen Arbeitsaufwand, da die Art auf Grund ihrer scheuen Lebensweise nur schwer zu finden ist (SCHIEMENZ & GÜNTHER 1994). Wohl auch deshalb sind noch viele Fragen bezüglich der Lebensweise dieser Art offen. So schrieb FELLEBERG noch 1981: „...*fehlen auch bei der*

Schlingnatter infolge der ungelösten Problematik der Erfassung...quantitative Bestandsaufnahmen gänzlich“. Es ist aber dringend notwendig, möglichst viele dieser Fragen umfassend zu klären, da die gewonnenen Erkenntnisse wertvolle Hilfestellungen bei der Konzeption von Schutzprogrammen liefern können. In diesem Sinne war auch die Voruntersuchung des Erprobungs- und Entwicklungskonzepts „Reptilienlebensraum Lechtal“ konzipiert, in dessen Rahmen die hier vorgestellten Ergebnisse gewonnen wurden. Ziel dieses Projekts war es, die wissenschaftlichen Grundlagen für ein komplexes Maßnahmenbündel zum Reptilienschutz zu erarbeiten, mit dem Ziel der bundesweiten Übertragbarkeit. Zielarten waren vor allem die drei Schlangenarten Ringelnatter, Schlingnatter und Kreuzotter, da sie als Räuber einen hohen Rang in der Nahrungskette einnehmen, einen hohen Raumbedarf haben (für eine überlebensfähige Population der Schlingnatter werden bis zu 400 ha veranschlagt (VÖLKL 1991)) und relativ immobil sind. Außerdem stellen sie vielfältige Ansprüche an ihren Lebensraum: neben Winterquartieren müssen Paarungsplätze, Tagesverstecke, Sonnplätze, Eiablage- bzw. Brutplätze vorhanden sein, und die Nahrungstiere müssen in ausreichender Dichte vorkommen. Diese komplexen Lebensraumanprüche machen insbesondere die Schlingnatter zu einem sehr geeigneten Modellorganismus bei der Beurteilung vorhandener Lebensräume, sowie bei der Konzeption von Biotopschutz- und verbundprojekten. Diese und verschiedene andere Aspekte haben in den letzten 10 Jahren dazu geführt, dass Schlangen in ökologischen Fragestellungen zunehmend mehr berücksichtigt werden als das früher der Fall war (SHINE & BONNET 2000).

Es ist vor allem zu bedenken, dass nicht alle Ergebnisse früherer Untersuchungen in anderen Regionen Europas oder Deutschlands (s.o.) ohne weiteres auf ein neues Gebiet übertragen werden oder allgemein formulierte Schutzziele (z.B. BLAB 1980) für Reptilien ungeprüft übernommen werden können, sondern Schutzprojekte der Überprüfung wichtiger Populationscharakteristika vor Ort bedürfen, um die Erfolgsaussichten im Einzelfall deutlich zu vergrößern. Da die Schlingnatter im gesamten Projektgebiet als ausgesprochen selten galt (BAUER (1995) nennt 19 Fundpunkte in 10 Untersuchungsjahren und einige Jahre später geben BAUER & KUHN (2001) für den nördlichen Lech nur noch drei Fundpunkte an), wurde sie zu einer der Leitarten im E+E-Projekt. Insbesondere wurden Schwerpunkte auf die Beantwortung folgender Fragen zur Biologie und Ökologie dieser Art gelegt:

- Verbreitung im Lechtal
- Morphologische Charakteristika
- Populationsgrößen und Individuendichten
- Habitatwahl (Makro- und Mikrohabitate)

- Nahrungsspektrum (Artenspektrum, Individuendichte)
- Wanderdistanzen und home-range- Größen
- Fortpflanzungsbiologie (Zyklen, Jungtiermortalität, etc.)

Bei der Beantwortung dieser Fragen ist naturgemäß mit gewissen Schwierigkeiten zu rechnen. Wohl die größte ist die schlechte Auffindbarkeit von *C. austriaca* im Gelände. Sie ist gut getarnt und bleibt im Freiland bei Störungen fast immer sehr lange regungslos liegen. Auch daher war sie nur selten Objekt intensiver Untersuchungen und fehlen vielerorts ältere Vergleichsarbeiten, die eine genauere Einstufung von Bestandstrends ermöglichen würden. Ein weiteres Problem stellt die geringe Größe der Schlingnatter dar. Für telemetrische Untersuchungen, wie sie seit ca. 30 Jahren (erstmal 1971 durch FITCH & SHIRER) immer öfter, z.B. bei der Ringelnatter (MADSEN 1984), durchgeführt wurden, mussten erst geeignete Sender entwickelt werden. GENT & SPELLERBERG (1993) benutzten dazu noch äußerlich mittels Klebestreifen angebrachte Sender mit externer Antenne, was dazu führte, dass sich einige Tiere in der Vegetation verfangen. Für längere Untersuchungen wurde diese Methode als nicht optimal betrachtet (UJVARI & KORSOS 2000). Da eine Operation der Schlingnatter zur Implantation dauerhafter Sender (wie z.B. durch LARSSON 1995 praktiziert) wegen ihrer geringen Körpergröße ein Mortalitätsrisiko darstellt, das sowohl aus Artenschutz- als auch Tierschutzgründen nicht eingegangen werden sollte, sind Schlucksender die beste Alternative. Diese wurden daher durch die Firma Ökokart eigens für diese Untersuchung entwickelt und in dieser Arbeit erstmals verwendet.

Ein weiterer wichtiger Aspekt der vorliegenden Arbeit ist die Fortpflanzungsbiologie der Schlingnatter. Hier berühren sich Fragen der life-history-Theorie mit ökologischen Grundlagen für Artenschutzmaßnahmen. Denn nur Populationen, die langfristig eine Geburtenrate aufweisen, die über der Sterberate liegt, entwickeln einen Populationsdruck, der eine Ausbreitung und Neubesiedlung ermöglicht. Es ist also nicht nur entscheidend, wie viele Jungtiere in einer Population geboren werden, sondern auch wie viele davon sterben bevor sie selbst reproduzieren können. Seit einigen Jahren beschäftigen sich Herpetologen mit diesen Aspekten der Fortpflanzung bei verschiedenen Schlangen. Dabei haben sich einige wichtige Erkenntnisse herausgeschält:

1. Schlangen gehören zu den „*capital breeders*“, d.h. die Reproduktionsleistung der Weibchen hängt vor allem von ihrem allgemeinen Ernährungszustand ab, der in erster Linie durch die Nahrungssituation in den vergangenen Jahren bestimmt wird (BONNET ET AL. 1998).

2. Ob die Weibchen überhaupt an der Reproduktion teilnehmen, hängt ebenfalls von ihrem körperlichen Zustand ab (NAULLEAU & BONNET 1996).
3. Das Überleben der Jungtiere hängt im ersten Winter von der Nahrungsverfügbarkeit ab (VÖLKL 1989).

Inwieweit diese Erkenntnisse, die überwiegend an lebendgebärenden Vipern gewonnen wurden, auf die Schlingnatter übertragbar sind, soll in der vorliegenden Arbeit ebenfalls untersucht werden.

2

Material und Methoden

2.1 Das Projektgebiet: Das untere Lechtal

2.1.1 Lage

Das Bearbeitungsgebiet des Erprobungs- und Entwicklungsprojekts „Reptilienlebensraum Lechtal“ umfasst weite Teile des unteren Lechtals auf einer Länge von rund 100 Kilometern. Seine Südgrenze liegt auf Höhe der Kolonie Hurlach im Bereich des Standortübungsplatzes Lagerlechfeld (Lkr. Landsberg am Lech, Regierungsbezirk Oberbayern). Im Norden bildet die Bundesstraße 16 zwischen Donauwörth und Ingolstadt die Grenze (Lkr. Donau-Ries) bei der Stadt Rain am Lech. Dazwischen liegen die insgesamt acht Untersuchungsgebiete (nachfolgend „UG“ genannt) in den Landkreisen Aichach- Friedberg, Augsburg und der kreisfreien Stadt Augsburg (alle Regierungsbezirk Schwaben).

2.1.2 Naturraum

Das Untere Lechtal wird im Süden von Augsburg durch zahlreiche Terrassen geprägt, gegen Osten besitzt das Tal eine bis zu 80 m hohe Leite. Diese Terrassenstufen laufen südlich von Augsburg in einen Schwemmfächer aus. Auf der Höhe von Meitingen vereinigen sich im Lechtal drei Flussgebiete (Schmutter, Lech und Friedberger Ach). Die Breite von über sieben Kilometer ist auf gewaltige Schmelzwässer zurückzuführen, die im Pleistozän vom Lechgletscher durch diesen Talraum zur Urdonau abgeflossen sind (BÜRGER 1991). Der Talraum ist dabei mit würmeiszeitlichen, spät- und postglazialen Schottern bis zu 13 m hoch aufgefüllt (OBLINGER 2001, SCHAEFER 1957).

Die starke Verzweigung des Lechlaufes führte zu einer kleinstandörtlichen Differenzierung: In der Aue wechseln sich sehr trockene, flachgründige, hoch aufgeschotterte Standorte mit Rinnen von frischem bis feuchtem Charakter ab.

An natürlichen Stillgewässern ist das Lechtal sehr arm, es existieren lediglich einige kleinere durch hoch anstehendes Grundwasser gespeiste Quelltöpfe.

2.1.3 Klima

Das Klima des Unteren Lechtals ist als gemäßigt-ozeanisch mit kontinentalem Einschlag einzustufen. Die mittlere Jahrestemperatur liegt in Teilbereichen nahe der Mündung des Lechs in die Donau und im Stadtgebiet von Augsburg bei 8,2 °C (mittlere Januartemperatur – 1,3 °C; mittlere Julitemperatur 17,5 °C) und im übrigen Gebiet bei 7,5 °C. Die jährlichen Niederschlagssummen liegen im Bereich der Mündung bei etwa 650 mm und nehmen nach

Süden hin zu. So werden in Augsburg 822 mm und bei Landsberg am Lech zwischen 950 – 1100 mm erreicht (SCHREIBER 1985).

2.1.4 Landschaftsgeschichte

Für die Interpretation der Raumnutzung sowie anderer life-history-Strategien der Schlingnatter im Lechtal ist die Geschichte dieser Landschaft von entscheidender Bedeutung. Deshalb wird dieser Aspekt hier ausführlich beleuchtet:

Neben der geologischen Ausgangssituation und der natürlichen Dynamik des Lechs mit abwechselnder Überschwemmung und Schotterablagerung hat der Mensch schon früh die Landschaft durch Rodung und Beweidung geprägt und dadurch große waldfreie Bereiche geschaffen (BRESINSKY 1983). Mitte des 19. Jahrhunderts bestand das Projektgebiet zu großen Teilen aus ausgedehnten, mehrere 10000 ha umfassenden Heideflächen. Aktuell sind von den ehemaligen bayerischen Flussschotterheiden, die Mitte des vergangenen Jahrhunderts bestanden, noch 0,5 – 1% erhalten (LPK Bd. II.1: 240). Im Lechtal nördlich von Augsburg wurden die von SENDTNER (1854) beschriebenen weitläufigen Heideflächen noch stärker als im Süden auf wenige und zudem kleine Reste reduziert. Ebenso ging die Gesamtfläche der Kies- und Sandbänke im und am Lech alleine zwischen Augsburg und der Staustufe 23 (Merching) zwischen 1924 und 1987 von 160 ha auf weniger als 5 ha zurück (MÜLLER 1991). Für die drastische Veränderung des Landschaftsbildes sind neben der Änderung der Bewirtschaftung (starker Rückgang der Schafbeweidung) und der Aufforstung großer Flächen vor allem die wasserbaulichen Aktivitäten am Lech seit Mitte des 19. Jahrhunderts verantwortlich: Der ursprünglich bis zu einem Kilometer breite Flusslauf wurde ab 1852 durch Längsdämme auf ein schmales Bett von maximal 65 m Breite zurückgedrängt (Lechkorrektur). Dies führte zu einer Abflussbeschleunigung und letztendlich zur einer Eintiefung des Lechs von bis zu 7 m (BAUER 1971). Nach dem Hochwasser von 1910 konnte auch die Aufweitung des Flussbettes auf 85 m eine weitere Erosion der Sohle nicht verhindern (WEISS 1984). Als Folge davon sank der Grundwasserspiegel, noch verstärkt durch die Trinkwasserentnahme (MILLING & SAGER 1984), wovon vor allem die Auwälder betroffen waren. Auch heute geht das Grundwasser noch weiter zurück, was z.B. zum Versiegen der Quellbäche (WALDERT 2000) sowie dem Austrocknen der Kleingewässer im Augsburger Stadtwald im Sommer führt, mit allen negativen Folgen für die daran nicht angepasste Fauna (z.B. Amphibien). Um der weiteren Eintiefung des Lechs entgegenzuwirken, wurden ab 1919 zahlreiche Stützswellen und Staustufen (zunächst im Norden) errichtet, die letzteren natürlich auch zur Energiegewinnung. Diese Querbauten unterbinden aber seitdem den Geschiebetransport im weiteren Lechverlauf. Seit dem Bau des

Forggensees 1955 verbleiben die Flussschotter nun fast völlig in diesem Stausee und werden dort abgebaggert. Die Hochwassergefahr wurde mit dem Bau von Längsdämmen verringert. Nördlich von Augsburg entstand am Lech vor etwa 100 Jahren eine Ausleitungsstrecke, der so genannte „Lechkanal“, der sowohl eine ansässige Chemiefirma (Clariant, ehem. Hoechst) als auch mehrere Wasserkraftwerke mit Lechwasser versorgt. Die geringe Restwassermenge im benachbarten Lechmutterbett verhindert aber eine hydromorphologische Dynamik des Gewässers und gefährdet die anliegenden Auwälder in ihrem Bestand.

Insbesondere im Süden des Untersuchungsgebiets (zwischen den Staustufen 22-19) wurden die Dämme, die in den siebziger und achtziger Jahren beim Bau der Staustufen (von 1973-84) entstanden, als Ausgleich für die durch die Überflutung verloren gegangenen Heidebereiche entsprechend gestaltet (RIEGEL, mdl. Mittlg.). Dies gelang an solchen Stellen sehr gut, an denen auf einen Humusauftrag sowie die Ansaat mit Rasen verzichtet wurde (SCHAUER 1984).

2.1.5 Die acht Untersuchungsgebiete

Von den acht Untersuchungsgebieten, die in den beiden Jahren regelmäßig begangen wurden, lagen 3 nördlich und 5 südlich von Augsburg. Sie wurden durchgehend von Nord nach Süd nummeriert (Lage siehe Abb.1). Diese UG wurden sowohl regelmäßig nach Reptilien abgesucht als auch hinsichtlich ihrer Lebensraumtypen kartiert. Weitere Lebensräume am Lech wurden nur unregelmäßig begangen und gehörten nicht zum eigentlichen Projektgebiet. Sie wurden in Tab. 1 zwischen die UG entsprechend ihrer Lage eingefügt.

Tabelle 1: Flächencharakteristika der 8 Untersuchungsgebiete. * Waldanteil = Mischwald + Auwald + Kiefernwald + Fichtenforst; * Offenland = Heide + Pfeiffengraswiese + Rohbodenfl. + Feuchtwiesen + Moor + Hochstaudenflur

UG	Name	Fläche (ha)	Waldanteil (%)*	Offenlandanteil (%)*	Hecken (km)	Dämme (km)
1	Rain	137	67	6,6		7,8
2	Ellgau	241	64,6	1		7,7
2a	Meitingen					
2b	Stettenhofen					
3	Gersthofen	66	52,5	10,5	0,3	1,5
4	Stadtwald	528	69	7,5		7,4
4a	Kissing					
5	Merching	34	51,9	17,2	0,2	1,7
6	Unterbergen	114	72,2	8,4	0,3	1,8
7	Prittriching	42	40,7	25,1		1
8 u. 8a	Scheuring- Schwabstadl	727	52,8	27,9	2,7	2,8
8b	Kaufering					

- **UG 1: Rain**

Das Untersuchungsgebiet liegt westlich der Stadt Rain, zwischen der Westgrenze der Bebauung und dem Lech. Die Nord- Süd- Erstreckung beträgt etwa vier Kilometer, die breiteste Stelle lediglich etwa 750 m. Es ist geprägt von einem Band offener Flächen, das sich unmittelbar zwischen Bebauung und dem Auwaldbereich entlang eines Fließgewässers erstreckt. Diese Flächen bestehen zum großen Teil aus Magerrasen, daneben finden sich aber auch extensivere Grünlandbereiche und ein ehemaliger Pflanzgarten, der im September 2000 in Teilbereichen in eine Rohbodenfläche überführt wurde. Im Bereich dieser offenen Flächen liegen außerdem mehrere Teichgruppen, die fischereiwirtschaftlich genutzt werden. In der Mitte des Untersuchungsgebietes befindet sich eine Anlage aus Klärteichen der Firma Südzucker. Der Auwald wurde in z.T. stark fichtendominierten Mischwald überführt. Im Auwald und westlich zwischen Auwaldrand und Lech existieren zwei Dämme. Der östliche Damm wurde während des ersten Projektjahres neu befestigt, anschließend humisiert und besät. Der Lech wird im Untersuchungsgebiet durch eine Wehranlage aufgestaut.

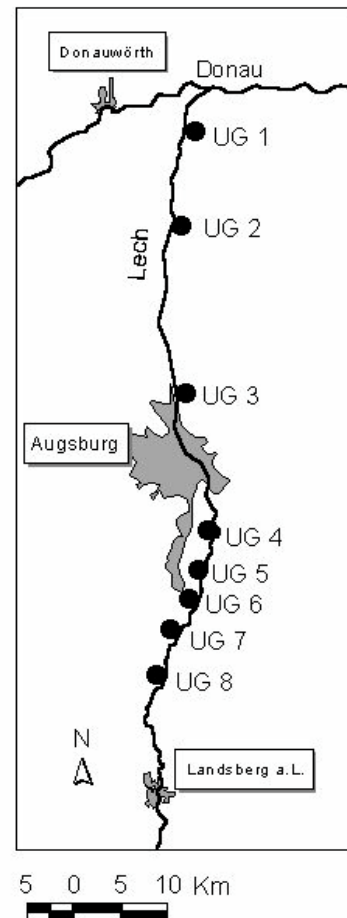


Abbildung 1: Die Lage der 8 Untersuchungsgebiete

- **UG 2: Ellgau**

Das Untersuchungsgebiet liegt nordwestlich des Marktes Thierhaupten auf der Ostseite des Lechs. Seine Ausdehnung beträgt knapp 5 km in der Länge und 500 m in der Breite. Es umfasst im Wesentlichen große Auwaldbereiche und die unmittelbar daran angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen. Im Bereich des Auwaldes finden sich mehrere Altarme und kleinere Fließgewässer (z.B. die Münsterer Alte), ebenso wie einige künstlich angelegte Teiche. Zur landwirtschaftlichen Flur gehören zum Teil noch intakte kleinere Heideflächen („Ötzer Heide“), aber auch solche, die durch intensive Aufforstung stark gestörte Heidereste (Reste der „Fuller Heide“). Im Norden des UG wird der Lech durch eine Wehranlage aufgestaut.

- **UG 2a: Meitingen**

Die begangene Fläche liegt nicht am Lech, sondern am östlichen Ufer des Lechkanals (siehe oben), auf Höhe des nördlichen Randes von Meitingen. Untersucht wurde eine ca. 1 ha große Offenfläche, die z.T. mit Hochstauden zugewachsen war und von Auwald umgeben ist.

- **UG 2b: Stettenhofen**

Etwa 500 Meter nördlich des auf der Lechostseite gelegenen UG 3 liegt am Westufer des Lechkanals auf Höhe der Gemeinde Stettenhofen eine kleine Offenfläche (Pegelhäuschen mit geschottertem Parkplatz und gemähter Umgebung), an die sich im Norden und Süden jeweils ein heckengesäumter Feldweg anschließt.

- **UG 3: Gersthofen**

Das relativ kleine Untersuchungsgebiet (2 x 0,5 km) erstreckt sich auf der Ostseite des Lechs,



Abbildung 2: Heidefläche im UG 3

östlich der Stadt Gersthofen. Es besteht aus einem zum Teil kleingliedrigen Mosaik aus offenen Heideflächen und undurchdringlicher Weichholzaue. Im Norden dominieren mehrere größere Heideflächen das Bild (Abb.2). Sie wurden erst in den 90er Jahren wieder entbuscht und seitdem ständig vergrößert. Landschaftsprägend ist außerdem der Auebach, der aus einer künstlichen Quelle durch den Lech

gespeist wird und angrenzende Auwaldbereiche wiedervernässen soll.

- **UG 4: Augsburg**

Dieses Untersuchungsgebiet liegt westlich des Lechs zwischen dem Augsburger Stadtteil Haunstetten und dem Fluss, der in diesem Abschnitt seine längste zusammenhängende Fliess-Wasserstrecke außerhalb der Alpen aufweist (WALDERT 2000). Insgesamt beträgt die Länge des Untersuchungsgebiets knapp 3,5 km und seine Breite etwa 2,5 km.

Im Zentralbereich erstreckt sich der insgesamt 22 km² große Stadtwald Augsburg (davon 2167 ha Naturschutzgebiet) mit der sog. Schießplatzheide (Abb. 3), die aus Magerrasen und mehreren kleineren Kalkflachmoorbereichen besteht. Diese größte zusammenhängende Lechheide ist neben den zahlreichen Orchideen vor allem durch das Vorkommen der Großen Höckerschrecke (*Arcyptera fusca*) naturschutzfachlich bedeutend. Im Norden dieses Teils des UG befindet sich die Siebenbrunner Quellflur, die sich durch die unmittelbare Nachbarschaft

von trockenen Magerrasenflächen und feuchten Aspekten auszeichnet. Diese Bereiche werden



Abbildung 3: Rand der Schießplatzheide

von lichten Kiefernwäldern und mattwüchsigen Grauerlenbeständen eingefasst. Die Waldbereiche werden von zahlreichen wasserführenden Gräben durchzogen. Zwischen den beiden Lechdämmen erstreckt sich ebenfalls ein Weichholzauebereich. Das Gelände-relief ist geprägt durch die zahlreichen trocken gefallen ehemaligen Flussrinnen. (PFEUFFER &

KUHN 1999). Der gesamte Stadtwald Augsburg ist wegen seiner unmittelbaren Nähe zur Stadt Augsburg ein stark frequentierter Erholungsbereich. Insbesondere der Bereich der Schießplatzheide wird von verschiedenen Gruppen (Spaziergänger, Hundebesitzer, Fahrradfahrer, etc.) stark genutzt.

- **UG 4a: Kissinger Heide**

Unter dieser Bezeichnung wird eine größere Fläche zusammengefasst, die vom Nordrand des Kissinger Auensees bis zum Südrand der Kissinger Heide reicht (Gesamtlänge: 2,75 km). Im Norden wird die Fläche durch einen z.T. stark vernässten Auwaldbereich nördlich des Auensees und daran anschließende kleinere Offenflächen gekennzeichnet. Die Kissinger Heide dagegen ist eine größere, wenn auch relativ strukturarme Offenfläche.

- **UG 5: Merching (Staustufe 23)**

Auch das Gebiet um die Staustufe 23 bei Merching wird von vielen Bürgern als Naherholungsgebiet genutzt (Baden, Surfen, Radfahren, etc.). Dennoch bietet sich auch für Reptilien noch manche Stelle als Lebensraum an. Nördlich der Staustufe waren auf beiden Seiten vor allem die aus großen Steinen bestehende Uferbefestigung aus herpetologischer Sicht interessant, während im Süden nur die Ostseite auf einer Länge von ca. 1 km in Frage kam. Hier waren auch die Bereiche an der Außenseite des Dammes interessant, da sich hier zum Teil eine ungestörte Ruderalvegetation entwickeln konnte. Im Norden des Dammes schließt sich an die Uferbefestigung zuerst ein viel genutzter Radweg, dann ein beweideter Grünlandstreifen und schließlich ein offener Kiefernwald an, der aber nicht begangen werden konnte, da er im Trinkwasserfassungsbereich liegt und eingezäunt ist. Das UG 5 leidet unter den enormen Zerschneidungseffekten durch die in Ost-West-Richtung verlaufende Straße zwischen Mering und Königsbrunn (Meringer Straße), dem parallel zu ihr verlaufenden

asphaltierten Radweg, sowie je einem befahrbaren Weg auf der Dammkrone und am Dammfuß. Von diesen insgesamt 4 Verkehrswegen zusammen wird die wohl größte Zerschneidung des Lebensraums im Projektgebiet nach der Stadt Augsburg selbst verursacht.

- **UG 6: Unterbergen (Staustufe 22)**

Westlich der Gemeinde Unterbergen liegt die Staustufe 22. In diesem UG wurde vor allem



Abbildung 4: Uferbefestigung an der Staustufe 22

der Dammabschnitt südwestlich der Staustufe genauer untersucht (auf einer Länge von ca. 1,25 km). Hier zeigt sich der Damm lückig bewachsen mit Rohbodensituationen und einzelnen Heckenelementen. Aber auch die großen Auwaldbereiche, die sich im Osten und Norden anschließen, sowie die westlichen und nördlichen Dämme (Abb.4) wurden regelmäßig begangen. Quer durch

das UG 6 verläuft eine eigentlich gesperrte Verbindungsstraße zwischen Unterbergen und Königsbrunn, auf der trotz eigentlicher Sperrung reger Durchgangsverkehr herrscht. Dieses hohe Verkehrsaufkommen ist hier ein wichtiger Mortalitätsfaktor. Außerdem drängen sich in den Sommermonaten viele Besucher an den Badeseen am Rande des UG, was zu einer zusätzlichen Störung führt.

- **UG 7: Prittriching (Staustufe 21)**

Die Staustufe 21 liegt etwas westlich der Gemeinde Prittriching. In die Untersuchung wurden



Abbildung 5: Heidfläche südwestlich Staustufe 21

Dammabschnitte nördlich (etwa 500m) und südlich (etwa 1,5 km) der eigentlichen Wehranlage einbezogen, wobei sowohl der Ost- als auch der Westdamm begangen wurden. Im Süden hat der Damm eher Heidecharakter, während im Norden Gehölze dominieren. Im Nordosten des UG liegen größere wiedervernässte Auenbereiche, die nur schwer zugänglich sind. Größere Freiflächenkomplexe, die

sich im Westen an den Damm anschließen und ebenfalls im Bereich des Übungsplatzes

liegen, wurden ebenfalls untersucht (Abb.5). Dieses UG unterliegt kaum störenden Einflüssen durch Verkehr und Erholungssuchende.

- **UG 8 und 8a: Scheuring- Schwabstadl (Staustufen 20 & 19, Standortübungsplatz)**

Das südlichste Untersuchungsgebiet 8 erstreckt sich auf einer Gesamtlänge von ca. 7,5 km und einer maximalen Breite von 1,7 km östlich des Lechs auf der Höhe der Gemeinden Scheuring und Schwabstadl. Das nördliche Ende stellt die Staustufe 20 (Abb. 6) dar, während die Südgrenze auf Höhe der Kolonie Hurlach zu suchen ist. Große Teile dieses UG liegen im Bereich der Standortverwaltung Lagerlechfeld, so dass der Kooperation mit den entsprechenden Stellen große Bedeutung zukommt. Allein schon durch die Größe der Fläche,



Abbildung 6: Dammbereich mit hohem Totholzanteil nördwestlich Staustufe 20

aber auch durch die militärische Nutzung hat sich hier ein Mosaik verschiedener Strukturen und Nutzungsformen herausgebildet. In dem breiten Auwaldstreifen finden sich immer wieder lichte Stellen, im Norden gibt es einige ehemalige, offen gebliebene Kiesabbaustellen. Im Süden prägen großflächige Trockenstandorte das Bild, aber auch hier gibt es verbuschte Teilaspekte, sowie feuchtere Stellen (z.T.

wassergefüllte Bombentrichter). Den südlichen Abschluss bildet ein größerer geschlossener Wirtschaftswaldkomplex im Bereich der ehemaligen Aue. Die Lechdämme sind hier durch die seit langem erfolgte militärische Nutzung zum Großteil noch nicht verbuscht, sondern haben noch Heidecharakter oder stellen gar echte Trockenrasen dar. Im Westen schließen sich an das Untersuchungsgebiet die großen Heideflächen des Standortübungsplatzes Lagerlechfeld an, die vor allem botanisch besonders wertvoll sind, von Reptilien aber auf Grund der fehlenden, Deckung bietenden Strukturelemente, wie z. B. Hecken, nur spärlich besiedelt werden. Wegen der Maul- und Klauenseuche erfolgte 2001 zunächst ein Begehungsverbot für den Übungsplatz und so konnte mit den Begehungen erst relativ spät begonnen werden. Die beiden Teilbereiche Scheuring und Schwabstadl wurden im Laufe der Bearbeitung mehr und mehr als zwei getrennte Teilbereiche behandelt, wobei als UG 8 die Umgebung der Staustufe 20 bezeichnet wurde, und als UG 8a um die Staustufe 19 und südlich davon (Übungsplatz).

- **UG 8b: Kaufering**

In der Umgebung der Westseite der Staustufe 18 (Kaufering) gibt es ebenfalls heideartige Offenflächen, die im Jahr 2001 mehrmals begangen wurden.

2.2 Erfassung der Reptilien

2.2.1 Erfassung im Gelände

Die Erfassung der Reptilienbestände erfolgte von März 2000 bis Oktober 2001. In diesem Zeitraum wurde fast täglich (Ausnahme: bei starkem Regen) eines oder mehrere der Untersuchungsgebiete begangen. Dabei wurden alle für Reptilien in Frage kommenden Habitate abgesucht. Je nach Größe des UG dauerte eine Begehung 2-4 h. Abhängig von Wetterlage erfolgten die Begehungen am frühen Morgen und späten Nachmittag (im Hochsommer) oder über den ganzen Tag verteilt (im Frühjahr und Herbst). Pro Beobachtung eines Reptils wurde ein vorgefertigter Protokollbogen (s. Anhang) mit genauen Angaben zum Fundort, den Lebensraumtypen am Fundort und in der Umgebung (bis zu 4 mit einem max. Radius von 100 m), den am Fundort angetroffenen Strukturelementen und einigen allgemeinen Angaben zur Wetterlage (Bewölkung, Niederschlag, Bodenfeuchte und Temperatur) ausgefüllt.

Die Bewölkung wurde dabei in Klassen von 0/8 bis 8/8 eingeteilt; der Niederschlag in drei Kategorien (kein, leicht, stark) und die Bodenfeuchte ebenfalls in drei Kategorien (trocken, mäßig feucht und nass). Die Temperatur wurde mit einem Thermometer (TCM 03176) mit Außenfühler in geringem Abstand zum Boden (ca. 20 cm) gemessen.

In wenigen Ausnahmefällen wurden Beobachtungen von Reptilien der gleichen Art in unmittelbarer Nähe und bei gleicher Lebensraumausstattung als Sammelbeobachtung zusammengefasst (v.a. bei der Zauneidechse). Als zusätzliche Erfassungsmethode wurden ab Frühjahr 2001 in den Gebieten Kissinger Heide, Gersthofen, Unterbergen, Stadtwald Augsburg und Prittriching Schlangenbretter ausgelegt (Stadtwald 12, Kissinger Heide 14, Unterbergen 12, Prittriching 10). Diese waren ca. 50 x 100 cm groß und 1 cm dick; in der Mitte wurde zusätzlich ein 20 cm breiter Streifen mit schwarzer Farbe (Aqua Holzdeckfarbe, tiefschwarz, Swing Color®) aufgemalt, um eine noch wärmere Zone unter den Brettern zu schaffen (v.a. bei starker und wechselnder Bewölkung). Außerdem wurden alle Bretter mit Hinweisen auf ihren Zweck und der Telefonnummer der Universität Bayreuth versehen. Eine Kontrolle der Bretter erfolgte 1-2-mal wöchentlich.

Schlingnattern, die im Freiland nicht identifiziert werden konnten, wurden gefangen, mit einem handelsüblichen Zollstock auf 1 cm genau vermessen (Gesamtlänge, Kopf- Rumpf-

Länge) und auf 0,1 g genau gewogen (Digital-Waage GM 500, Fa. Conrad) und ihre Kopfzeichnung erfasst (s.u.). Bei bekannten Tieren wurde auf ein Einfangen in der Regel verzichtet, außer es handelte sich um den Jahreserstfang oder das Tier hatte eine größere Strecke seit der letzten Beobachtung zurückgelegt.

2.2.2 Geschlechtsunterschiede

Die Unterscheidung von Männchen und Weibchen der Schlingnatter erfolgte in diesem Projekt an Hand folgender Merkmale (STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993):

- Färbung: Männchen sind tendenziell eher braun, Weibchen grau (WAITZMANN 1991)
- Schwanzlänge: Männchen haben einen längeren Schwanz (DAAN 1981)
- Verdickte Schwanzwurzel der Männchen (GÜNTHER & VÖLKL 1996).

Dabei ist zu beachten, dass keines der Merkmale für sich allein ausreichend sein muss. Eine Einschätzung der Geschlechtszugehörigkeit erfordert vielmehr eine Zusammenschau aller Merkmalstypen sowie eine hinreichende Erfahrung. Da noch keine verwertbaren Daten über die Zahl der Subcaudalia der beiden Geschlechter der Lechtalpopulation vorlagen und die Literatur sehr unterschiedliche Angaben zu diesem Parameter macht (zusammengefasst in THOMAS 1999), wurde dieses Merkmal nicht herangezogen.

2.2.3 Individuelle Identifizierung

Die individuelle Identifizierung der Schlingnattern erfolgte im ersten Jahr mit Hilfe von Farbmarkern und zusätzlich anhand von individuellen Zeichnungsmustern am Kopf (ENGELMANN 1993, SAUER 1994, 1997) (Abb. 7.), sowie im Rücken und Halsbereich (THOMAS 1999) Für die farbliche Markierung der Tiere wurde Email-Farbe (Fa. Rewell) in den Farbtönen lindgrün und rost (braun) verwendet. Diese wurde mit feinen Pinseln in einem

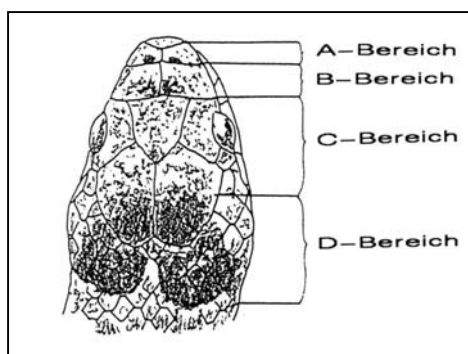


Abbildung 7: Für die individuelle Erfassung relevante Kopfpartien.
Aus SAUER 1994

maximal vierstelligen Code aus Punkten und Strichen hinter dem Kopf dorsal aufgetragen. Sobald genügend Übung im Erkennen der Kopfzeichnung vorhanden war, wurde auf den Farbcode verzichtet. Die individuelle Kopfzeichnung der Schlingnatter wurde als Zeichnung auf den Erfassungsbögen dargestellt und zusätzlich fotografisch festgehalten. Beides-Zeichnung und Fotografie- wurde auf ein Datenblatt mit allen relevanten Informationen zum entsprechenden Tier übertragen und so allmählich eine Datenbank mit allen Individuen erstellt.

2.3 Telemetrische Untersuchungen

- **Sender**

Die zylindrisch vergossenen Sender (Abb. 8) wurden von ÖKOKART E&V, Entwicklungs- und Vertriebsgesellschaft für ökologische Arbeitsmittel, München entworfen und gebaut. Sie weisen bei einer Länge von ca. 2,4 cm und einem Durchmesser von ca. 0,8 cm ein Gesamtgewicht von lediglich ca. 3,6 g auf. Dies entspricht etwa 5 % des Gewichts einer durchschnittlich großen, adulten Schlingnatter. Der Sendeschaltkreis (CMOS-getriggerte Hybridplatine) nimmt dabei lediglich 0,8 x 0,7 cm des Sendervolumens ein. Der Rest entfällt auf das Reedrelais zur magnetischen Deaktivierung, im Wesentlichen aber auf die beiden seriell geschalteten Silberoxidzellen der Stromversorgung (3,1 V Gesamtspannung). Diese ermöglicht eine Lebensdauer des aktivierten Senders von ca. 100 Tagen (GRUBER 2001). Die Vergussmasse ist magensaftresistent. Das Sendesignal wird über einen Goldkontakt unmittelbar auf den Körper der Schlange abgeleitet, die somit selbst als Antenne fungiert. Es wurden in beiden Jahren je zehn Sender verwendet, die in 10 kHz-Abständen mit unterschiedlichen Frequenzen zwischen 150,050 und 150,230 MHz ausgestattet waren. Somit war eine eindeutige Zuordnung der Signale zu bestimmten Tieren im Freiland möglich.

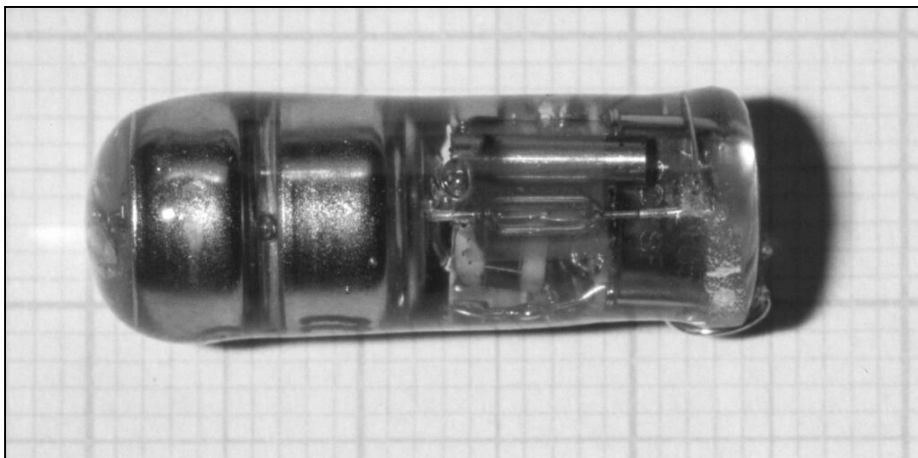


Abbildung 8: Schlucksender für Schlingnattern von ÖKOKART. Links sind die beiden Batterien zu erkennen, rechts die Senderplatine mit Schwingquarz und darüber liegendem Magnetschalter. Der bogenförmige Goldkontaktdraht ist um die abgerundete hintere Senderkante gebogen (unten rechts). Bild: GRUBER, ÖKOKART.

- **Empfangseinheit**

Die Peilung der Sender erfolgte mit einer 3-Element-Faltantenne (Yagi) und dem Empfängermodell TRX-1000S von Wildlife Materials, Inc.

- **Senderapplikation**

Zur Telemetrierung mit Schlucksendern sind Schlingnattern ab einer Gesamtlänge von ca. 50 cm geeignet. Um den Tieren das Schlucken der Sender zu erleichtern, empfiehlt es sich, diese vorher mit einem Tropfen Olivenöl etwas gleitfähiger zu machen. Bei der Applikation des Senders hält man die Schlange mit einer Hand hinter dem Kopf, öffnet mit der anderen durch leichten Druck vorsichtig das Maul des Tieres und führt den Sender langsam ein (evtl. durch Zuhilfenahme einer Pinzette). Dann massiert man ihn mit langsamen und vorsichtigen Bewegungen bis in den Magen des Tieres ein. Um sichergehen zu können, dass die Sender von den Schlangen angenommen und nicht gleich wieder regurgitiert werden (Tab. 2), werden die Schlangen über Nacht in steril eingerichteten Terrarien untergebracht und beobachtet.

Tabelle 2: Regurgitationsraten der applizierten Sender

Jahr	Sender appliziert		Sender regurgitiert	
	♂	♀	♂	♀
2000	7	10	3	4
2001	12	8	5	4

Am nächsten Tag werden die so besenderten Tiere an ihren exakten Fangort zurück gebracht und dort freigelassen. In Tabelle 2 gelten diejenigen Sender als nicht regurgitiert, die erst im Freiland innerhalb kurzer Zeit ausgespuckt wurden. Von diesen als besendert geltenden Tieren liegen daher dennoch keine hinreichend guten Telemetriedaten von (n = 12), so dass sich die Zahl der auswertbaren telemetrierten Individuen auf 9 (5 Männchen, 4 Weibchen) reduziert. Die biologischen Daten zu diesen 9 Tieren sind Tabelle 3 zu entnehmen:

Tabelle 3: Biologische Daten der über einen längeren Zeitraum telemetrierten Schlingnattern

Lfd. Nr.	Geschlecht	Gesamtlänge (cm) beim Fang	Gewicht (g) beim Fang	Jahr	Tage mit Sender
1	♂	66	88,2	2000	21
4	♂	73	82,4	2000	15
7	♂	58	46,1	2001	13
8	♂	62	47,3	2001	10 (270)
10	♂	73	78,7	2001	130
15	♀	62	82,6	2000	42
16	♀	60	96	2000	16
17	♀	67	114,7	2000	35
18	♀	65	110	2001	16

Alle übrigen im Kapitel Raumnutzung ausgewerteten Daten stammen nicht von telemetrierten, sondern von markierten und regelmäßig wieder gefundenen Individuen.

- **Ortung im Freiland**

Mit Hilfe des Empfangsgerätes können die Schlangen jederzeit im Freiland aufgespürt werden. Hierzu beginnt man in der Nähe des letzten Beobachtungsortes mit der Peilung und folgt zunächst der Richtung, aus der man das Signal empfängt. Dabei ist es oftmals nötig, kurz stehen zu bleiben und sich neu zu orientieren, bzw. auch seitlich auszuweichen, um die Genauigkeit der Peilung zu verbessern (Kreuzpeilung). Die Reichweite des Senders ist stark vom Gelände abhängig. In offener Landschaft kann man das Signal bis zu 150 m weit orten; ist es dagegen stark verbuscht, bewaldet oder felsig, sinkt die Reichweite zum Teil auf unter 20 m. Außerdem hängt sie von der Bodenfeuchte (Signalableitung) sowie von der Lage und Aktivität der Schlange ab (je trockener der Boden bzw. gestreckter der Körper desto größer die Reichweite). Unabhängig vom Gelände gelingt im Fernbereich eine Lokalisierung des Signals mit einer Genauigkeit von etwa 2 m. Der Empfänger bietet die Möglichkeit, durch Abschwächung der Eingangsempfindlichkeit und/oder der Signallautstärke (Attenuator/Gain) im Nahbereich auf etwa 0,5 m genau zu peilen. Die Ergebnisse der Peilungen wurden in speziellen Bögen aufgenommen und ausgewertet. Dazu wurden die ermittelten Ortsangaben in ArcView eingegeben und mittels der Software die Wanderdistanzen ebenso berechnet wie die home-range Größen nach der Konvex-Polygon- Methode (JENRICH & TURNER 1969). Wurde ein Sendersignal mehrmals von der selben Stelle empfangen und die entsprechende Schlange dabei nicht gesichtet, konnte man davon ausgehen, dass der Sender regurgitiert wurde und nicht mehr gefunden werden konnte (v.a. zwischen den großen Blocksteinen an den Uferbefestigungen am Lech).

2.4 Kleinsäugererfassung

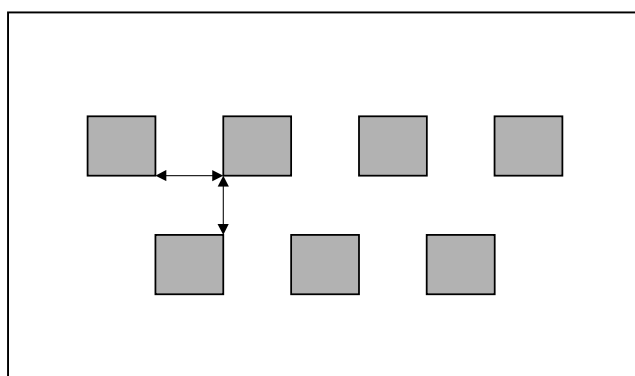


Abbildung 9: Anordnung der Fallen zur Kleinsäugererfassung. An den Ecken jedes Quadrats wird eine Falle plziert. Die Doppelpfeile repräsentieren je 1 m.

Um einen Überblick über die Kleinsäugerfauna (*Insectivora: Soricidae; Rodentia: Muridae, Microtidae*) im Projektgebiet zu erhalten, wurden insgesamt 28 Röhrenlebensfallen (aus grauem Plastik, ca. 20 cm lang, 5 cm im Durchmesser und mit je einer metallenen Klappe an beiden Öffnungen) mit verschiedenen Ködern (Erdnussbutter, Brot, gebratener Speck) bestückt und in sieben Gruppen zu je vier

Fallen eingeteilt. Die vier Fallen jeder Gruppe wurden in einem Abstand von je einem Meter

in quadratischer Anordnung leicht eingegraben und mit Erde abgedeckt. Die daraus entstehenden sieben Quadrate wurden, wie Abbildung 9 zeigt, so nebeneinander gruppiert, dass der Abstand zwischen zwei benachbarten Fallen immer einen Meter betrug (SYKORA 1978). Das Beködern der Fallen erfolgte jeweils gegen 18.00 Uhr abends. In der darauf folgenden Nacht wurde alle vier Stunden bis um 8.00 Uhr morgens ein Kontrollgang durchgeführt. Pro Fallenstandort fanden diese Erhebungen an zwei hintereinander folgenden Nächten statt. Da sich aber bald herausstellte, dass die Kleinsäuger die Fallen so gut wie gar nicht annahmen, wurde der Versuch im Jahr 2000 nach der dritten Fallennacht und der zweiten Fläche eingestellt. 2001 wurde die Methodik deshalb leicht modifiziert; die ersten Fallen wurden schon im Juni aufgestellt.

2.5 Erfassung der Landschaftscharakteristika

2.5.1 Lebensraumtypen

Für die Erfassung der Lebensraumtypen an den Fundpunkten der Schlingnattern und deren Umgebung wurde zunächst eine hierarchische Gliederung entworfen, die die Lebensräume in sieben Grobtypen unterteilt, die jeweils feiner unterteilt wurden (Tabelle 4, Anhang 1). Flächenhafte und linienhafte Typen wurden zusammen erfasst. Die Lebensraumtypen wurden auf einem Plot der Orthophotos (1: 5000) für jedes der Untersuchungsgebiete nach Ortskenntnis und durch Überprüfung im Gelände eingetragen. Bei der Eintragung wurde nach folgenden Definitionen der einzelnen Lebensraumtypen (in Klammer die Darstellungsweise im Programm Arc view, d.h. entweder als Fläche oder als Linie) vorgegangen:

Tabelle 4: Die erfassten Lebensraumtypen (Details siehe Anhang 1).

Typ	Gewässer	Landwirtsch.	Wald	Siedlung	Wege	sonstige
1.	Altarm	Acker	Auwald	Einzelgebäude	Bahn	„Heide“
2.	Fischteiche	Getreide	Kiefernwald	Siedlung	Hauptstraße	Öde
3.	Klärteiche	Mais/Raps	Mischwald	Milit. Anlage	Nebenstraße	Feuchthfläche
4.	Weiher	Brache	Fichtenwald	Wehranlage	Waldwege	Moor
5.	Kleingewässer	Intens. Wiese		Garten	Trampelpfade	Hochstauden
6.	Quelle	Extens. Wiese			Dämme	Gehölzgruppe
7.	Fließgewässer	Wildwiese			Stromleitung	Hecken
8.	Bach	Weide				Kiesabbau
9.	Graben	Streuobstwiese				

2.5.2 Kleinstrukturen

An den Fundorten wurden die folgenden Strukturelemente erfasst:

- Altgras: Entsteht künstlich nach der Mahd von Flächen oder natürlich durch verfilztes, abgestorbenes Material nach der Winterperiode und bezeichnet eher kleinflächige Strukturelemente.
- Rohboden: Offenliegendes Bodensubstrat (Humus, Sand oder Kies) in der Größe von 100 cm² bis einige m².
- Moospolster: Kleinflächige Struktur aus größeren Moospflanzen, meist aus dem Relief herausgehoben und feuchtigkeitsspeichernd.
- Totholz: Haufen von Schnitt- oder Schwemmgut bzw. Reisig; auch einzelne stärkere Stämme, sowie ausgelegte „Schlangenbretter“.
- Steine, Steinhaufen: Vor allem Uferbefestigungen der Wehre und Dämme aus Flussbausteinen oder künstlich eingebrachte Steinhaufen zum Reptilienschutz im Bereich der Dämme, als auch länger lagerndes Baumaterial für Wege, Dämme und Staustufen.
- Laubhaufen: Sich zersetzendes organisches Material, das zu einem entsprechenden Mikroklima im Innern führt, auch entsprechend angelegte Komposthaufen.
- Erdhöhlen: Strukturen, die sich im Innern der Dämme finden oder Kleinsäugerbauten.
- Einzelbäume und –sträucher: Punktförmige Strukturen in der Landschaft, die tiefbeastet und entsprechend undurchsichtig erscheinen.
- Anthropogene Kleinstrukturen: Holzbretter, Camouflage und sonstige Reste, z.B. aus dem Übungsbetrieb im militärischen Gelände.

2.5.3 Auswertung

Die auf den Erfassungsbögen eingetragenen Lebensraumtypen wurden in Gispad sowie ArcView übertragen. So war es möglich, die Gesamtfläche eines Habitattypes in einem UG zu berechnen. Für jede Art wurden folgende Auswertungen der Lebensraumcharakteristika vorgenommen:

- (1) Lebensräume direkt an den Fundpunkten (bezogen auf die Fundpunkte pro Individuum, also Mehrfachzählungen der gleichen Fundpunkte möglich, wenn mehrere Tiere angetroffen wurden: Gewichtung).
- (2) Lebensräume in der Umgebung der Fundpunkte. Die Angaben erfolgen in Prozent und beziehen sich auf die Fundpunkte; da pro Fundpunkt maximal 4 Habitattypen aufgenommen wurden, addieren sich die Prozente der Habitattypen auf mehr als 100 %. Dieser Punkt ist nur zur Berechnung von (3) nötig und wird im Ergebnisteil nicht mehr behandelt.

(3) Gesamtbetrachtung: Addition von (1) und (2); Berechnung nach (2).

Neben der direkten Auszählung der Lebensraumtypen aus den Erfassungsbögen erfolgte auch eine Berechnung der Flächenanteile (absolut (ha) und relativ (%)) der Habitattypen in den Lebensräumen durch ArcView. Außerdem konnte so auch die Länge der linienhaften Lebensraumtypen und deren Dichte/Fläche berechnet werden.

Analog erfolgte die Auswertung der Kleinstrukturen.

Als zusätzliche Auswertungsmethode wurden die prozentualen Anteile der Lebensraumtypen innerhalb der Schlingnatterlebensräume in den einzelnen UG mit ArcView berechnet. Dabei wurden zwei verschiedene Methoden angewendet:

- Polygonmethode: Die äußeren Fundpunkte von Schlingnattern in den UG wurden zu einem Polygon verbunden. Die Berechnung der Flächengröße erfolgte dann wie für die UG-Flächen. Vorteil dieser Methode ist, dass keine unwichtigen Flächen in der Peripherie des Lebensraums mit in die Berechnung eingehen, allerdings liegen dafür evtl. unbesiedelte Flächen in der Mitte zwischen den Fundpunkten und werden so mit einbezogen.
- Punktmethode: Um jeden einzelnen Fundpunkt wird ein Pufferkreis mit einem Radius von 100m gelegt. Die so von allen Kreisen gemeinsam eingeschlossene Fläche wird als ein zusammenhängender Lebensraum ausgewertet. Gegenüber der Polygonmethode hat dieses Verfahren den Vorteil, dass keine Einbeziehung der suboptimalen Flächen zwischen den Fundpunkten bei einem Abstand > 100m erfolgt. Es gibt aber auch einige Nachteile: Weiter entfernt liegende Einzelfunde gehen genauso in die Berechnung ein, wie zentral liegende Fundpunkte von vielen Individuen, bekommen also unverhältnismäßig viel Anteil. Außerdem liegen die Radien zum Teil in nicht kartiertem Randgebiet, so dass manche Flächen nicht mit ausgewertet werden können.
- Schließlich wurde in den relevanten UG 6 und 7, in denen die Schlingnatterndichte entsprechend hoch ist, die Dichte der Grenzlinien berechnet. Dies erfolgte durch Summierung der Umfänge der einzelnen Lebensraumtypen. Dabei wurde ein systematischer Fehler durch doppeltes Einberechnen mancher Grenzlinien in Kauf genommen, da diese Ungenauigkeit in allen Berechnungen vorliegt und die Vergleichbarkeit der Daten trotzdem gewährleistet ist.

2.6 *Wachstum und Überwinterung der Jungschlangen*

2.6.1 Haltung der Jungschlangen

Um sicher zu stellen, dass genügend Jungtiere zur Verfügung stehen, wurden in beiden Jahren einige trächtige Weibchen im Sommer eingefangen und bis zur Geburt der Jungtiere in Terrarien gehalten (2000: 2 Weibchen, 2001: 6 Weibchen). 2000 wurden die Freilandtiere durch sieben von einem privaten Halter zur Verfügung gestellte Nattern ergänzt. Sie wurden alle einzeln in Glasterrarien untergebracht. Diese Becken hatten die Maße 30 cm x 20 cm x 20 cm (Länge x Breite x Höhe) und waren mit einem Fliegengitter gegen das Entweichen der Schlangen gesichert. Die Einrichtung bestand 2000 aus einem Zellstofftuch, der den Bodengrund ersetzte und gleichzeitig Versteckmöglichkeiten bot, einem Stein, der die Häutung erleichtern sollte und als Sonnplatz genutzt wurde, sowie einem kleinen Wassergefäß. 2001 wurde statt des Zellstoffes Seramis als Bodengrund verwendet, sowie zusätzliche Verstecke aus Eierkartons angeboten. Die Terrarien wurden in Regalen aufgestellt, die an ihrem Standort in Fensternähe genügend lang dem Sonnenlicht ausgesetzt waren, um den Tieren einen normalen Tagesgang zu ermöglichen. Das Wasser wurde dreimal wöchentlich gewechselt, das Papier einmal pro Woche ersetzt. Abgegebener Kot wurde ständig entfernt.

Außerdem wurden alle Tiere jede Woche auf 0,1 g genau gewogen, um ihr Wachstum genau verfolgen zu können. Dazu wurde eine Digitalwaage GM 500 der Firma Conrad Electronic verwendet.

2.6.2 Fütterung

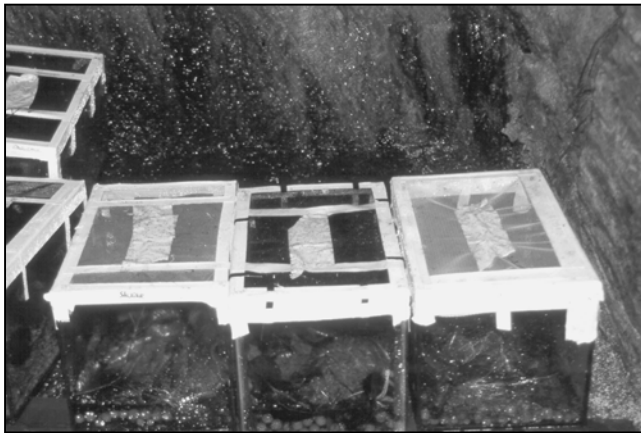
Um den Einfluss der unterschiedlichen Beutetiere auf das Wachstum und die Wintermortalität der Jungtiere zu testen, wurden die Schlangen in unterschiedliche Gruppen eingeteilt. Im Jahr 2000 wurden fünf Tiere ausschließlich mit Reptilien gefüttert (juvenile Blindschleichen und Zauneidechsen aus eigener Nachzucht), fünf wurden mit nestjungen Mäusen groß gezogen und sieben Tiere erhielten eine Mischkost aus Reptilien und Kleinsäugern (nestjunge Mäuse). Es wurde darauf geachtet, dass Geschwister jeweils verschiedene Diäten erhielten. Den Tieren, die Mischkost erhielten, wurden während des gesamten Versuches auch andere potentiellen Beutetiere, wie etwa Heuschrecken, Frösche oder Regenwürmer als Futter angeboten, um zu testen, ob diese von den Schlangen angenommen werden. Bei jeder Fütterung wurde das Gewicht der Nahrungstiere ermittelt (auf 0,1 g genau). Das Gewicht der Jungschlangen wurde wöchentlich aufgenommen. Der Nahrungsumsatz der einzelnen Tiere (%) wurde durch die Division der Summe der verfütterten Nahrung (g) durch den

Gewichtszuwachs der Schlange errechnet. Im Jahr 2001 wurde auf eine Mischfuttergruppe verzichtet, um einen evtl. auftretenden Unterschied zwischen Säuger- und Reptiliennahrung hinsichtlich der Mortalität auf Grund der dadurch größeren Stichprobe deutlicher erkennen zu können. Jungschlangen, die mehrmals keine Nahrung angenommen hatten, wurden mit Hilfe einer stumpfen Pinzette zwangsgefüttert.

Die letzte Fütterung vor der Überwinterung fand am 02.10.00 bzw. am 24.10.01 statt.

2.6.3 Überwinterung

Im Jahr 2000 wurden die Schlangen im Herbst zunächst für vier Wochen auf einem Dachboden untergebracht, wo sie den herrschenden Außentemperaturen



ausgesetzt waren, um den Tieren eine allmähliche Vorbereitung auf die Überwinterung zu ermöglichen. Am 06.11.00 wurden die Kleinterrarien für den Winter vorbereitet, indem zunächst eine Schicht aus Tonkügelchen und darauf eine Schicht aus Laub und Moos eingebracht wurden. Die Schlangen wurden dann in einen frostsicheren

Abbildung 10: Einige der Kleinterrarien mit den Schlingnattern im Überwinterungskeller

Felsenkeller (Abb. 10) zur Überwinterung gebracht, aus dem sie am 1. März 2001 wieder hervorgeholt wurden. Die dortigen Temperatur- und Feuchteverhältnisse sollten für die Überwinterung gut geeignet sein, da dort natürlicherweise Blindschleichen und verschiedene Amphibien überwintern. Auch Kreuzottern wurden dort bereits erfolgreich im Experiment überwintert (VÖLKL 1989). 2001 wurde auf die Abkühlphase auf dem Dachboden verzichtet; die Tiere wurden stattdessen drei Wochen länger gefüttert und dann am 07.11.01 zur Überwinterung in den Keller gebracht.

2.7 Statistik

Die Berechnung der statistischen Tests (Kreuztabellen, U- Test, Pearson bzw. Spearman-Korrelationen, χ^2 - Test) erfolgte mit WinStat.

Die Auswahl der angewandten Testverfahren erfolgte nach KÖHLER ET AL. (1995).

Bei Mittelwertberechnungen wurde als Streuungsmaß stets die Standardabweichung angegeben.

Die Populationsgrößenberechnungen wurden mit „programs for ecological methodology, 2nd edition (© KREBS 1998) durchgeführt.

Dabei wurden zwei Verfahren angewandt (nach LENZ & GRUSCHWITZ 1993):

- Jolly- Seber- Methode

$$P_i = \frac{M_i * n_i}{r_i}$$

wobei:

$$M_i = \frac{a_i * Z_i}{R_i} + r_i$$

und daher:

$$P_i = \left(\frac{a_i * Z_i}{R_i} + r_i \right) \frac{n_i}{r_i}$$

mit:

P_i = geschätzte Populationsgröße im Monat i

M_i = geschätzte Anzahl aller in der Population markierten Tiere im Monat i

n_i = Gesamtzahl der im Monat i gefangenen Tiere

r_i = Anzahl der Wiederfänge innerhalb des Monats

a_i = Gesamtzahl der im Monat i freigelassenen Tiere

Z_i = Summe aller Tiere, die vor dem Monat i erstmals gefangen und nach dem Monat i wieder gefangen wurden

R_i = Summe aller Tiere aus a_i , die nach dem Monat i nochmals gefangen wurden

- Methode nach Schnabel

$$P = \frac{\Sigma AB}{\Sigma C}$$

mit:

P = Geschätzte Populationsgröße zum jeweiligen Zeitpunkt

A = Gesamtzahl der in einem Monat gefangenen Tiere

B = Anzahl der bis zu diesem Monat individuell verschiedenen erfassten Tiere

C = Anzahl der Wiederfänge in diesem Monat

AB = Produkt aus A und B bis zu diesem Monat

ΣAB = Summe aller AB bis zu diesem Monat

ΣC = Summe aller Wiederfänge bis zu diesem Monat

3 Ergebnisse

3.1 Verbreitung der Schlingnatter im Lechtal

In den beiden Untersuchungsjahren wurden im Projektgebiet im unteren Lechtal insgesamt 52 (im Jahr 2000) bzw. 74 (im Jahr 2001) Schlingnattern gefunden (ohne die in Terrarien

Tabelle 4: Verbreitung der Schlingnatter im Lechtal (von Nord nach Süd); angegeben ist die Zahl der gefundenen Individuen; In Klammern stehen Jahre, in denen die entsprechenden Flächen nicht begangen wurden.

UG	Gebiet	2000	2001
1	Rain	-	-
2	Ellgau	-	-
2a	Meitingen	(-)	1
2b	Stettenhofen	-	1
3	Gersthofen	-	3
4	Stadtwald	-	3
4a	Kissing	(-)	5
5	Merching	12	2
6	Unterbergen	13	14
7	Prittriching	21	33
8	Scheuring	5	2
8a	Schwabstadl	1	7
8b	Kaufering	(-)	3
	Gesamt	52	74

geborenen Jungtiere, Tab. 4) Die insgesamt deutlich höhere Zahl von nachgewiesenen Tieren im zweiten Untersuchungsjahr im Vergleich zum ersten (Anstieg um 42 %) beruht zum Einen auf der Zunahme an Fundpunkten, vor allem im Norden des Projektgebietes, zum Anderen auf der größeren Zahl von im Freiland gefundenen Jungtieren, sowie auf dem früheren Bearbeitungsbeginn in den Untersuchungsgebieten 5, 6 und 7. Man erkennt sofort, dass der Schwerpunkt der Schlingnattervorkommen südlich von Augsburg liegt, wo vor allem die Lebensräume an den Staustufen 18- 23 besiedelt werden. Nördlich von Augsburg

wurden insgesamt nur 5 Individuen beobachtet. In den beiden UG 1 und 2, die in beiden Jahren regelmäßig kontrolliert wurden, war gar keine Schlingnatter zu finden.

3.2 Wiederfunde

Die Auswertung der individuellen Wiederfunde erfolgte mit den Daten der 85 adulten Nattern, deren Geschlecht eindeutig festgestellt werden konnte. Wie Tabelle 5 zeigt, wurden die meisten Individuen nur ein einziges Mal gesehen (49 %), während die Zahl der mehrfach wieder gefundenen *C. austriaca* deutlich geringer ist. Durch das zweite Beobachtungsjahr hat sich die Zahl der mindestens einmal wieder gefundenen Tiere insgesamt deutlich erhöht (von 32 % auf 51 %).

Tabelle 5: Zahl der Sichtungen pro Individuum

Sichtungen	1	2	3	4	5	>5
Individuen (Prozent)	42 (49)	15 (18)	8 (9)	7 (8)	4 (5)	9 (11)
Zahl der ♂♂ (Prozent)	28 (57)	9 (18)	7 (14)	1 (2)	0 (0)	4 (8)
Zahl der ♀♀ (Prozent)	14 (39)	6 (17)	1 (3)	6 (17)	4 (11)	5 (14)

Durchschnittlich wurde im Zeitraum 2000-01 jedes Tier $2,4 \pm 2,0$ -mal beobachtet. ♂♂ wurden im Schnitt genau $2,0 \pm 1,7$ -mal und ♀♀ genau $3,0 \pm 2,2$ -mal beobachtet. Der beobachtete Unterschied ist statistisch signifikant ($\chi^2 = 16,7$, DF = 5, $p < 0,01$) (Tab 5).

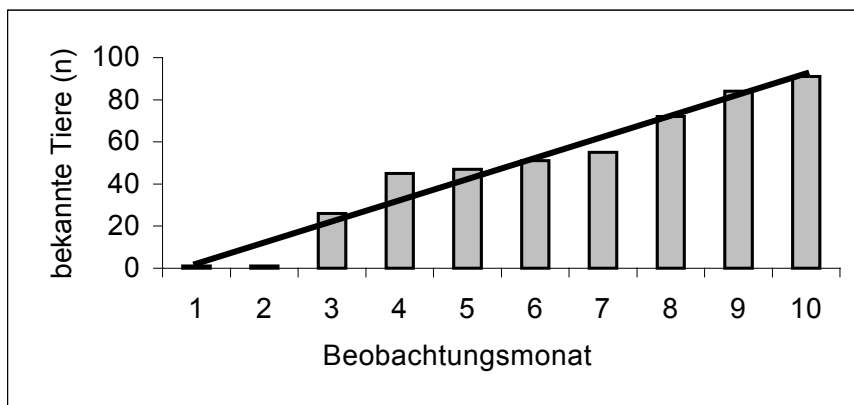


Abb.11: Zahl der bekannten Schlingnatterindividuen im Lechtal in Abhängigkeit von der Beobachtungsdauer (n = 10; r = 0,98; p < 0,001; die Regressionsgerade genügt der Gleichung y = 10,03 x - 7,87)

Betrachtet man die Abhängigkeit der Zahl der bekannten Einzelindividuen von der Bearbeitungszeit (Abb.11), so erkennt man eine stetige lineare Zunahme. Dieser Effekt

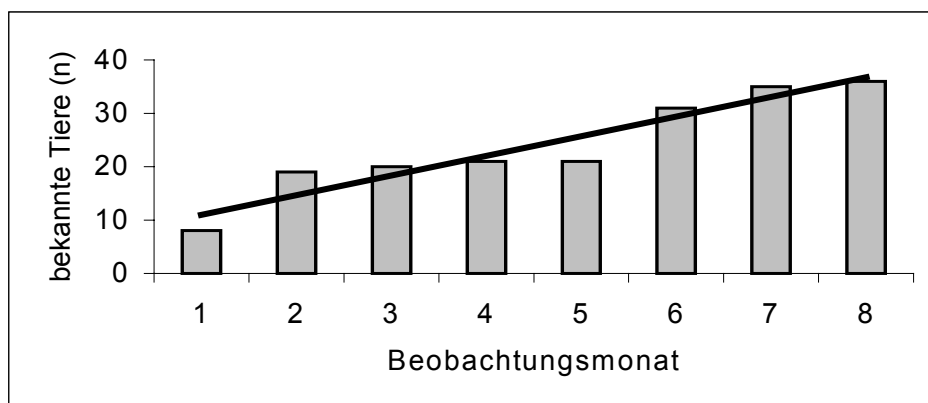


Abb.12: Zahl der bekannten Schlingnatterindividuen an der Staustufe 21 (UG 7) in Abhängigkeit von der Beobachtungsdauer (n = 8; r = 0,95; p < 0,01; die Regressionsgerade genügt der Gleichung y = 3,69 x + 7,32)

tritt aber nicht nur auf, wenn man das ganze Lechtal betrachtet, sondern auch in den besonders intensiv untersuchten UGs, wie z.B. in Prittriching (Abb. 12). Hier befindet man sich scheinbar nach 5 Monaten auf einem Plateau, doch tritt dann im Juli 2001 eine weitere Steigerung um 10 Individuen ein.

3.3 Lebensraumcharakteristika

3.3.1 Habitate

3.3.1.1 Fundpunkte

Aus beiden Untersuchungsjahren liegen insgesamt 215 Fundpunktinformationen vor. Auf das gesamte Projektgebiet bezogen, verteilen sich diese nach Tab. 6 auf die einzelnen

Tabelle 6: Lebensraumtypen an den Fundpunkten (n = 215) im Lechtal

Lebensraumtyp	Anzahl (n)	%
Uferbefestigung	69	32,1
Damm	58	27,0
Wegrand	42	19,5
„Heide“	15	7,0
Hecke	14	6,5
Wehranlage	9	4,2
Auwald	5	2,3
Weg	1	0,5
Garten	1	0,5
NVK	1	0,5

Lebensraumtypen: Es dominieren die lechnahen Lebensraumtypen (Uferbefestigung, Damm, Wehranlage) mit 63,9 %, also fast 2/3 aller Fundpunkte in dieser Betrachtung. Hingegen konnten Schlingnattern in Lebensräumen, die auf den ersten Blick für Reptilien geeignet erscheinen, kaum beobachtet werden (z.B. in den „Heide“-flächen mit nur 7,0 %). Ein differenzierteres Bild ergibt sich aber für die einzelnen Flächen, wenn man die UG 5 bis

8, die alle südlich von Augsburg liegen, betrachtet, die die höchsten Schlingnatternbestandszahlen aufweisen: Die Ergebnisse der UG 5, 6, 7 und 8 fasst Tabelle 7 zusammen: Wie man sieht unterscheidet sich die Bedeutung der einzelnen Lebensräume in

Tabelle 7: Lebensraumtypen an den Fundpunkten in den UG 5, 6, 7 und 8. (inkl. Wiederfänge), der größte Wert ist jeweils grau hinterlegt.

Lebensraumtyp	UG 5		UG 6		UG 7		UG 8	
	n	%	n	%	n	%	n	%
Uferbefestigung	11	100	3	8	18	20,9	21	70
Damm	-	-	19	50	25	29	4	13
Wegrand	-	-	12	32	16	18,6	2	7
Heide	-	-	-	-	8	9,3	2	7
Hecke	-	-	3	8	9	10,5	1	3
Wehranlage	-	-	1	2	4	4,6		

den verschiedenen Lebensräumen doch sehr, so liegt der Anteil der Uferbefestigungen zwischen 8 % in UG 6 und 100 % in UG 5, der Anteil der Dämme schwankt zwischen 0 % in UG 5 und 50 % in UG 6.

Der Anteil der Heideflächen ist in diesen südlichen UG noch geringer als im Gesamtdurchschnitt. Die Sonderstellung von Gebiet 5 (Staustufe 23) durch die Bedeutung der Uferbefestigung ist offensichtlich. Aber auch die drei anderen Gebiete unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Fundpunkte signifikant voneinander ($\chi^2 = 41,5$; $p < 0,01$). Auch im paarweisen Vergleich ergeben sich signifikante Unterschiede: Unterbergen zeichnet sich gegenüber Prittriching durch deutlich weniger Funde an der Uferbefestigung und mehr Funden auf den Dämmen aus ($\chi^2 = 10,9$; $p < 0,05$), gleiches gilt im Vergleich zu Scheuring ($\chi^2 = 33,05$; $p < 0,01$). In Prittriching liegen deutlich weniger Tiere an der Uferbefestigung als in Scheuring, dagegen findet man wesentlich mehr Schlingnattern an Dämmen und Wegrändern ($\chi^2 = 20,2$; $p < 0,01$). In allen UG entfallen nur relativ wenige Funde auf flächenhafte Lebensraumtypen, die praktisch nur durch die Heide repräsentiert werden. Alle anderen Fundpunkte liegen an linienhaften Lebensraumtypen (für das gesamte Lechtal: 86,1 %).

3.3.1.2 Umgebung der Fundpunkte

Von den 215 Fundpunkten liegen insgesamt 780 Angaben über die Lebensraumtypen in der Umgebung vor. Diese wurden in folgender Auswertung zusammen mit den Fundpunkten

Tabelle 8: Lebensraumtypen (n = 780) an den Fundpunkten (n = 215) und in deren Umgebung

Lebensraumtyp	Anzahl	%
Damm	142	66
Hecke	116	54
Fließgewässer	106	49,3
Wege	95	44,2
Uferbefestigung	93	43,3
„Heiden“	71	33
Wegrand	53	24,7
Auwald	32	14,9
Wehranlage	21	9,8
NVK	15	7
Graben	12	5,6

betrachtet. Betrachtet man alle Fundpunkte des Lechtals zusammen, ergibt sich das in Tab. 8 gezeigte Bild: Herausragend ist eindeutig die Bedeutung der Lechdämme, die bei 2/3 aller Fundpunkte in der unmittelbaren Nachbarschaft lagen. Sehr auffällig ist auch die Tatsache, dass als zweithäufigster Typ schon die Hecken folgen (bei den Fundpunkten nur Rang 5 mit 6,5 %). Und auch die Bedeutung der Lechheiden mit einer Nennung bei einem Drittel der Umgebungslebensräume wird

im Vergleich zu den Fundpunkten (Tab. 6) deutlich relativiert. Dass der Lech (als das größte

Fließgewässer im Projektgebiet) auf Rang 3 geführt wird, unterstreicht, wie wichtig die lechnahen Lebensräume sind, obwohl der Fluss selbst als Lebensraum natürlich keine Rolle spielt. Ansonsten werden im Vergleich mit Tab. 6 zwar keine weiteren Habitattypen neu erfasst, die unterschiedliche Reihenfolge in der prozentualen Bedeutung der Habitattypen macht aber eine getrennte Diskussion notwendig. Wie oben so soll auch hier versucht werden, Unterschiede zwischen den südlichen Lebensräumen zu ergründen (Tab. 9). Auch an diesen Daten lässt sich die Bedeutung der lechnahen Lebensräume ganz besonders in den UG 5 und 8 erkennen. Die Stauhaltungsdämme sind elementarer Bestandteil der Schlingnatterhabitate in

Tabelle 9: Lebensraumtypen an den Fundpunkten und deren Umgebung in den UG 5, 6, 7 und 8. (inkl. Wiederfänge), der größte Wert ist jeweils grau hinterlegt.

Lebensraumtyp	UG 5		UG 6		UG 7		UG 8	
	n	%	n	%	n	%	n	%
Uferbefestigung	11	100	4	10	39	45,3	22	73,3
Damm	10	91	36	95	60	69,7	22	73,3
Wegrand	2	18	16	53,3	16	18,6	4	13,3
Weg	1	9	28	73,7	40	46,5	14	46,6
„Heide“	1	9	10	26	40	46,5	11	36,6
Hecke	7	64	29	76	55	63,9	12	40
Fließgewässer	11	100	19	50	58	67,4	23	76,6
Auwald	2	18	3	8	10	11,6	10	33,3

allen Untersuchungsgebieten. Die statistische Analyse ergab, dass die beobachteten Unterschiede zum Großteil signifikant sind (Tab. 10), vor allem das UG Unterbergen (6) hebt sich von den übrigen UG deutlich ab (kleinster Anteil von allen UG bei den Fließgewässern und Uferbefestigungen, größter Anteil bei den Dämmen, Wegen und Wegrändern), während im UG Merching (5) wieder die 100 prozentige Aufnahme der Uferbefestigung und der Fließgewässer auffällt. Die beiden anderen UG (v.a. Prittriching) zeigen keine in ihrer Bedeutung so dominanten Lebensraumtypen, sondern sind wesentlich homogener strukturiert.

Tabelle 10: Ergebnisse der Chi²-tests auf Unterschiede zwischen den UG hinsichtlich der Lebensraumtypen in der Umgebung der Fundpunkte

Untersuchungsgebiete	χ^2	DF	N	p
5-6-7-8 **	64,8	21	638	<0,01
5-6 **	34,6	7	193	<0,01
5-7	13,1	7	363	0,07
5-8	8,1	7	172	0,32
6-7 **	25,6	7	275	<0,01
6-8 **	40,6	7	466	<0,01
7-8	14,2	7	445	0,05

3.3.2 Präferenzen

Alleine aus der relativen Verteilung der Fundpunkte in den Habitaten lässt sich noch nicht herauslesen, welche dieser Lebensräume von der Schlingnatter bevorzugt innerhalb

Tabelle 11: Bedeutung der wichtigsten flächenhaften Habitattypen in den UG 5- 8 (%- Anteil an der Fläche in den UG, den Schlingnatterlebensräumen nach Polygon- und Punktverfahren, sowie an den Fundpunkten und deren Umgebung nach Auswertungen der Erfassungsbögen) (*hier ist der Wert des Lebensraumtyps „Hecke“ mit angegeben, k.I. = keine Information vorhanden)

Habitattyp / UG	5	6	7	8
1.Fließgewässer (Flächenanteil) %	12	11	30	0
1. (Fundpunktanteil) %	-	-	-	-
1. (Umgebungsanteil) %	100	50	67	77
1. (Polygonanteil) %	k.I.	28	27	k.I.
1. (Punktanteil) %	k.I.	18	26	k.I.
2. Auwald (Flächenanteil) %	17	46	26	21
2. (Fundpunktanteil) %	-	-	-	-
2. (Umgebungsanteil) %	18	8	3	33
2. (Polygonanteil) %	k.I.	47	27	k.I.
2. (Punktanteil) %	k.I.	49	20	k.I.
3. Sonst.Wald (Flächenanteil) %	15	15,5	-	30,2
3. (Fundpunktanteil) %	-	-	-	-
3. (Umgebungsanteil) %	-	-	-	3
3. (Polygonanteil) %	k.I.	-	-	k.I.
3. (Punktanteil) %	k.I.	-	-	k.I.
4. „Heide“ (Flächenanteil) %	7	8	22	28
4. (Fundpunktanteil) %	-	-	3	7
4. (Umgebungsanteil) %	9	26	45	37
4. (Polygonanteil) %	k.I.	5	23	k.I.
4. (Punktanteil) %	k.I.	9	23	k.I.
5. Gehölzgruppe (Flächenanteil) %	19,6	10,9	14,3	1,3
5. (Fundpunktanteil) %	0	(3)*	(10,5)*	(3)*
5. (Umgebungsanteil) %	(64)*	(76)*	(64)*	(40)*
5. (Polygonanteil) %	k.I.	14	15	k.I.
5. (Punktanteil) %	k.I.	14	23	k.I.

eines UG genutzt werden, also unverzichtbar sind. Um die tatsächlichen Habitatpräferenzen zu erkennen, müssen deshalb die prozentualen Anteile der wichtigsten Habitattypen in den durch die Polygon- bzw.- Punktmethode ermittelten Schlingnatterlebensräumen mit ihrem Anteil an den jeweiligen Gesamt- UG und den aus der Auswertung der Erfassungsbögen

bekannten Fundpunktanteilen verglichen werden. Es fällt zunächst auf, dass der Lech in der Auswertung der Erfassungsbögen ($x = 73 \%$) deutlich öfter angegeben werden als sein tatsächlicher prozentualer Anteil ($x = 13 \%$) an den Lebensräumen dies erwarten ließ. (Tab. 11). Gleiches gilt für die Gehölzgruppen, die hier mit den Hecken zusammengefasst werden, da erstere praktisch eine flächenhafte Version der linienhaften Hecken darstellen. Bei der Aufnahme bestand dadurch ein fließender Übergang zwischen beiden Habitattypen, was eine Zusammenlegung rechtfertigt. Der Anteil von Auwald in den Lebensräumen liegt sehr nahe an seinem jeweiligen Anteil in den entsprechenden UG, während seine Bedeutung für die

Tabelle 12: Bedeutung der wichtigsten linienhaften Habitattypen in den Untersuchungsgebieten 5- 8 (Dichte in den UG, den Schlingnatterlebensräumen nach dem Polygon- und dem Punktverfahren, sowie Anteil an den Fundpunkten und ihrer Umgebung nach Auswertungen der Erfassungsbögen) (*aus methodischen Gründen ist hier das Ergebnis des Lebensraumtyps „Gehölzgruppe“ mit angegeben, k.I. = keine Information vorhanden)

Habitattyp / UG		5	6	7	8
1. Hecke	Dichte UG: (km/ha)	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
1.	Dichte (Polygon)	k.I.	<0,01	<0,01	k.I.
1.	Dichte (Punkte)	k.I.	<0,01	<0,01	k.I.
1.	Fundpunktanteil (%)	0	(3)*	(10,5)*	(3)*
1.	Umgebungsanteil (%)	(64)*	(76)*	(64)*	(40)*
2. Uferbefestigung	Dichte UG:(km/ha)	< 0,01	<0,01	0,01	<0,01
2.	Dichte (Polygon)	k.I.	<0,01	0,01	k.I.
2.	Dichte (Punkte)	k.I.	<0,01	0,02	k.I.
2.	Fundpunktanteil (%)	100	8	28	70
2.	Umgebungsanteil (%)	100	10	60	73
3. Damm	Dichte UG: (km/ha)	0,05	0,01	0,02	<0,01
3.	Dichte (Polygon)	k.I.	0,04	0,05	k.I.
3.	Dichte (Punkte)	k.I.	0,05	0,06	k.I.
3.	Fundpunktanteil (%)	-	50	40	13
3.	Umgebungsanteil (%)	91	95	83	73
4. Wege	Dichte UG: (km/ha)	0,15	0,07	0,09	0,04
4.	Dichte (Polygon)	k.I.	0,12	0,10	k.I.
4.	Dichte (Punkte)	k.I.	0,12	0,14	k.I.
4.	Fundpunktanteil (%)	-	-	-	-
4.	Umgebungsanteil (%)	45	73,6	46,5	60
5. Graben	Dichte UG: (km/ha)	0,02	0,01	0,03	<0,01
5.	Dichte (Polygon)	k.I.	0,04	0,04	k.I.

5.	Dichte (Punkte)	k.I.	0,05	0,06	k.I.
5.	Fundpunktanteil (%)	-	-	-	-
5.	Umgebungsanteil (%)	-	9	-	3,3

Fundpunkte meist eher gering ist. Dagegen werden andere Waldtypen (Fichtenforste und nadelholzdominierte Mischwälder) trotz eines durchschnittlichen Anteils an den UG- Flächen von ca. 15 % praktisch vollständig von den Schlangen gemieden. „Heiden“ sind in der Flächenanalyse der Lebensräume ebenfalls nicht häufiger als in den UG, allerdings liegen die Werte für Fundpunktumgebung deutlich darüber. Bezieht man sich ausschließlich auf den Vergleich der Flächenanteile an den UG und den Schlingnatterlebensräumen, so bleibt festzuhalten, dass eine eindeutige Präferenz eines oder mehrerer Lebensraumtypen nicht zu erkennen ist. Betrachtet man dagegen die linienhaften Habitattypen (Tab. 12), so wird schnell deutlich, dass deren Dichte (km/ha) in den Lebensräumen der Schlingnatter leicht bis deutlich über ihrer Dichte in den Gesamt- UG liegt. Am deutlichsten treten diese Unterschiede bei den Dämmen (200 % höhere Dichte), Wegen (>31 %) und Gräben (>100 %) zu Tage. Insgesamt werden also eindeutig Habitats mit vielen linearen Elementen präferiert, die automatisch eine größere Dichte an Grenzlinien (v.a. zwischen Offenland und deckungsreichem Gelände) mit sich bringen. Auch der hohe Anteil an den Umgebungen der Fundpunkte (Damm $85,5 \pm 8,4$ %, Hecke $61 \pm 13,1$ %, Uferbefestigung $61 \pm 32,6$ %, Wege $56 \pm 11,6$ %) deutet darauf eindeutig hin.

3.3.3 Grenzlinien

Als weiteres wichtiges Maß für die Kleinräumigkeit und die strukturelle Vielfalt eines Lebensraums kann die Summe aller Grenzlinien zwischen den einzelnen Lebensraumtypen

Tabelle 13: Summe der Grenzlinien und ihre Dichten pro Fläche in den UG 5, 6, 7 und 8a, sowie in den darin liegenden Schlingnatterlebensräumen (Punkt- und wenn möglich Polygonmethode)

Fläche	Lebensraum- typen (n)	Grenzlinien (km)	Fläche (ha)	Dichte (km/ha)
UG 5- Gesamtfläche	30	17,5	33,7	0,52
UG 5- Lebensraum (Punktmethode)	12	4	5,8	0,68
UG 6- Gesamtfläche	82	50,1	115,2	0,43
UG 6- Lebensraum(Polygonmethode)	19	10,0	20,7	0,48
UG 6- Lebensraum (Punktmethode)	25	12,5	18,8	0,66
UG 7- Gesamtfläche	49	26,3	41,2	0,63
UG 7- Lebensraum (Polygonmethode)	37	16,9	23,0	0,74

UG 7- Lebensraum (Punktmethode)	34	11,6	15,4	0,76
UG 8a- Gesamtfläche	108	86	727	0,12
UG 8a- Lebensraum (Punktmethode)	43	8	15,7	0,51

herangezogen werden. Die daraus berechneten Grenzliniendichten pro Hektar liegen in den Schlingnatterlebensräumen in den UG Merching, Unterbergen, Prittriching und Schwabstadl jeweils relativ deutlich höher als in den entsprechenden Gesamt- UG (Tab. 13). Je nach Methode (Polygon- oder Punktmethode) liegen die Unterschiede zwischen 10 und 35 % (UG 6) bzw. zwischen 17 und 21 % (UG 7). In den UG 5 und 8a konnte nur die Punktemethode angewandt werden, da sich die Schlingnattern alle in eng begrenzten Raum aufhielten. Hier lagen die Werte für die Lebensräume um 31 % (UG 5) und 325 % (UG 8a) über den Werten der Gesamt UG.

3.3.4 Strukturelemente

Besonders der Frage nach der Ausstattung der Schlingnatterlebensräume mit Strukturelementen kommt bei zu planenden Schutzmaßnahmen eine besondere Bedeutung zu: An den 215 Fundpunkten wurden insgesamt 182 Strukturelemente (44-mal kein, 160-mal ein,

Tabelle 14: Die wichtigsten Strukturelemente in den UG 5-8. Angegeben ist jeweils wie oft der Strukturtyp an den Fundpunkten angetroffen wurde

Struktur	UG 5	UG 6	UG 7	UG 8
Rohboden	0	22	33	7
Steine	9	3	28	12
Altgras	0	3	9	0
Totholz	0	3	1	4
Höhlen	0	3	1	3
Fundpunkte	11	38	80	30

11-mal zwei Strukturelemente) aufgenommen, im Durchschnitt also $0,85 \pm 0,48$ Kleinstrukturen pro Fundpunkt. Als häufigstes Strukturelement (für das gesamte Lechtal) wurden dabei Rohbodensituationen (34 % der Fundpunkte) und Steine (32 %) notiert. Zusätzlich wurden Schlingnattern auf Altgras (7 %), Totholzhaufen (5 %), in Erdhöhlen (5 %) und außerhalb von UG

5- 8 auch an Laub- bzw. Komposthaufen (2 %) angetroffen. Auch hier treten zwischen den wichtigsten Lebensräumen im Süden wieder gewisse Unterschiede auf (Tab. 14): In den UG 5 (100 %, da alle Tiere in der Uferbefestigung lagen) und 8 (54 %) sind Steine als Kleinstruktur wesentlich wichtiger als Rohboden, in UG 6 trifft genau das Gegenteil zu (Rohbodenanteil 65 %). Für beide Strukturelemente ergab sich in Prittriching (UG 7) ein ausgewogenes Verhältnis. Anzumerken ist hier noch, dass im UG 7 trotz 10 ausgelegter Schlangenbretter keine Schlingnatter (und auch nur eine Blindschleiche) unter einem davon angetroffen werden konnte, während z.B. im hier nicht näher analysierten Gebiet 4a (Kissinger Heide) beinahe

alle Schlingnattern (nämlich 3 von 4) unter diesen künstlichen Strukturen erfasst werden konnten.

Die gefundenen Unterschiede zwischen den vier Untersuchungsgebieten sind alle statistisch signifikant (Tab.15)

Tabelle 15 : Ergebnisse der Kreuztabellentests zu den Unterschieden zwischen den UG 5-8 hinsichtlich der Bedeutung der Kleinstrukturen; *: Signifikanzniveau $p < 0,05$; **: $p < 0,01$

Untersuchungsgebiete	χ^2	DF	n	p
5-6-7-8 **	60,6	15	142	<0,01
5-6 **	30,8	4	44	<0,01
5-7*	13,2	4	82	0,01
5-8*	8,81	3	36	0,03
6-7 **	19,2	5	106	<0,01
6-8 **	22,5	5	60	<0,01
7-8 **	17,3	4	98	<0,01

3.4 Phänologie

3.4.1 Jahresverlauf

Aus dem Jahr 2000 liegen 80 Schlingnatterbeobachtungen von insgesamt 42 Tagen vor, im Jahr 2001 waren es an 61 Tagen 131 Beobachtungen. Abb. 13 zeigt die zeitliche Verteilung der Beobachtungen im Jahresverlauf. Man erkennt in beiden Jahren den starken Anstieg der Beobachtungen im Verlauf der Monate Juni und Juli. Im August bleibt die Zahl der Beobachtungen auf konstantem Niveau, und während sie 2000 zum September hin abnimmt, bleibt sie 2001 in diesem Monat noch relativ hoch. Zur Abschätzung der Länge der Aktivitätsperiode eignet sich nur das Jahr 2001, da im Frühjahr 2000 die Schlingnatterreihen

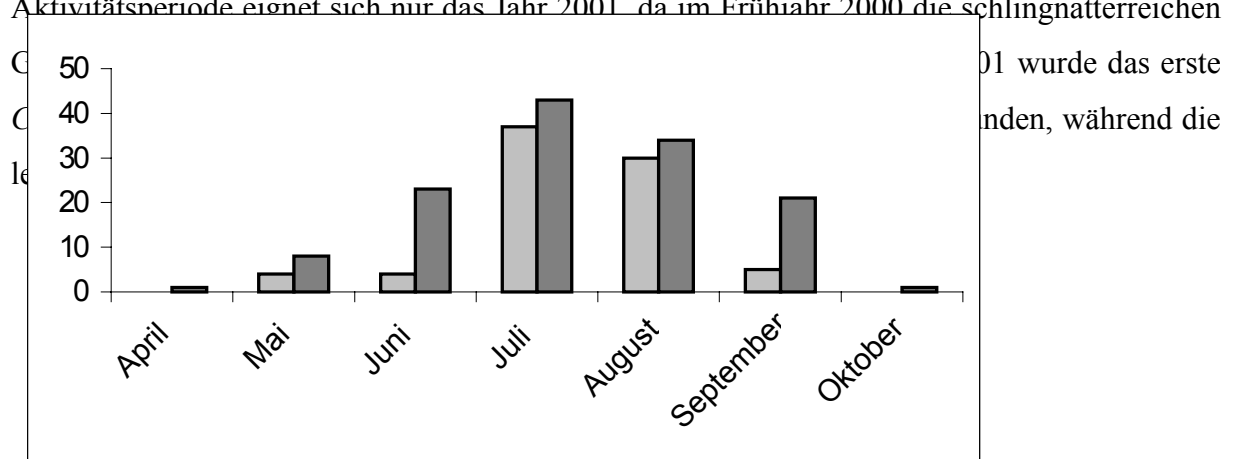


Abbildung 13: Verteilung der Schlingnatterbeobachtungen im Jahresverlauf. 2000 (n = 80) hell; 2001 (n = 131) dunkel.

Insgesamt lässt sich daraus auf eine Aktivitätsperiode der Schlingnatter im Lechtal von ca. 6-7 Monaten schließen.

3.4.2 Tagesverlauf

Schlingnattern wurden von früh morgens bis zum frühen Abend beobachtet (früheste Beobachtung einer sich sonnenden Natter um 7.40 Uhr am 02.08.01, späteste um 19.00 Uhr am 30.05.01). Das Maximum der Beobachtungen liegt zwischen 09.00 und 13.00 Uhr (Abb.

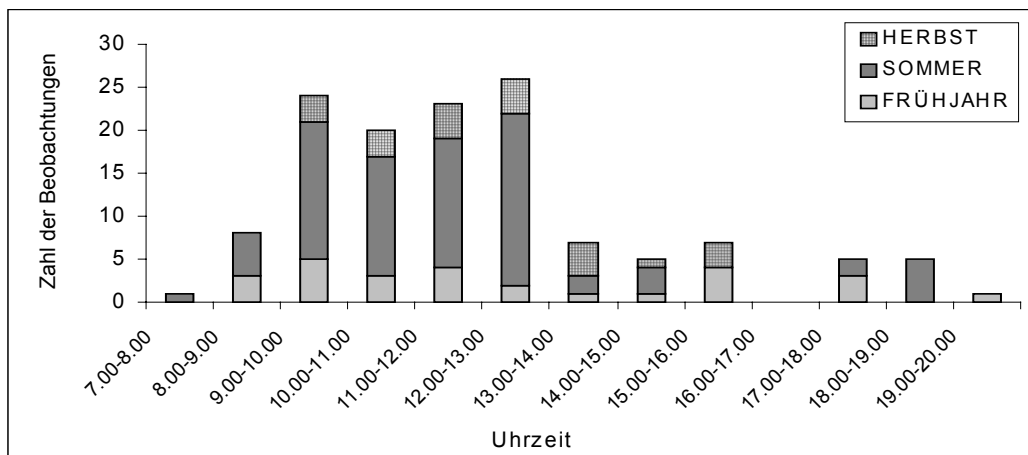


Abbildung 14: Tageszeitliche Verteilung der Beobachtungen in den Jahreszeiten. (Frühjahr = April + Mai + Juni (n = 27); Sommer = Juli + August (n = 83); Herbst = September + Oktober (n = 22)).

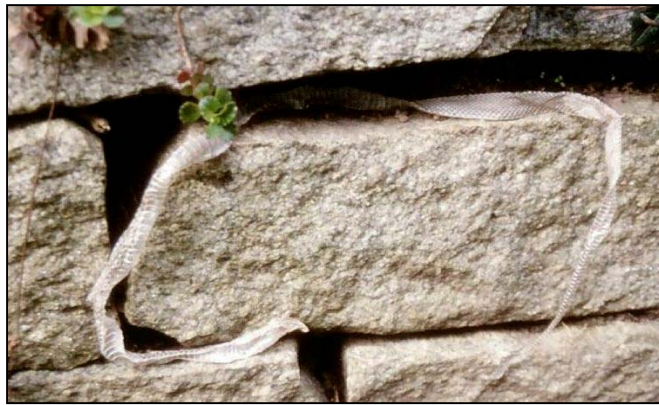
14), am Nachmittag ging die Zahl der Sichtungen relativ stark zurück. Ausschlaggebend für diese Darstellung sind vor allem die Funde in den Sommermonaten, in denen doppelt so viele Tiere beobachtet wurden, wie in den Frühjahrs- und Herbstmonaten.

Auch zwischen den Jahreszeiten treten deutliche Unterschiede in der tageszeitlichen Beobachtbarkeit auf ($\chi^2 = 38,7$; FG = 24, $p < 0,05$). Auffallend ist dabei, dass sich die Sommergebietung deutlich von den beiden anderen Jahreszeiten unterscheidet (paarweise Vergleiche: Sommer- Herbst: $\chi^2 = 22,2$; FG = 11, $p < 0,03$; Sommer- Frühjahr: $\chi^2 = 24,9$; FG = 12, $p < 0,02$), während die Herbstverteilung, die am deutlichsten auf die wärmeren Mittagsstunden konzentriert ist, sich von der Frühjahrsverteilung nicht signifikant unterscheidet ($\chi^2 = 10,4$; FG = 11, $p = 0,49$).

3.4.3 Häutungen

In beiden Untersuchungsjahren konnten insgesamt 35 Häutungen (Abb. 15) von adulten bzw. semiadulten Schlingnattern direkt beobachtet werden oder es konnte auf Grund der Trübung

der Linse auf das Häutungsdatum geschlossen werden. Betrachtet man Abb. 16, so fällt sofort

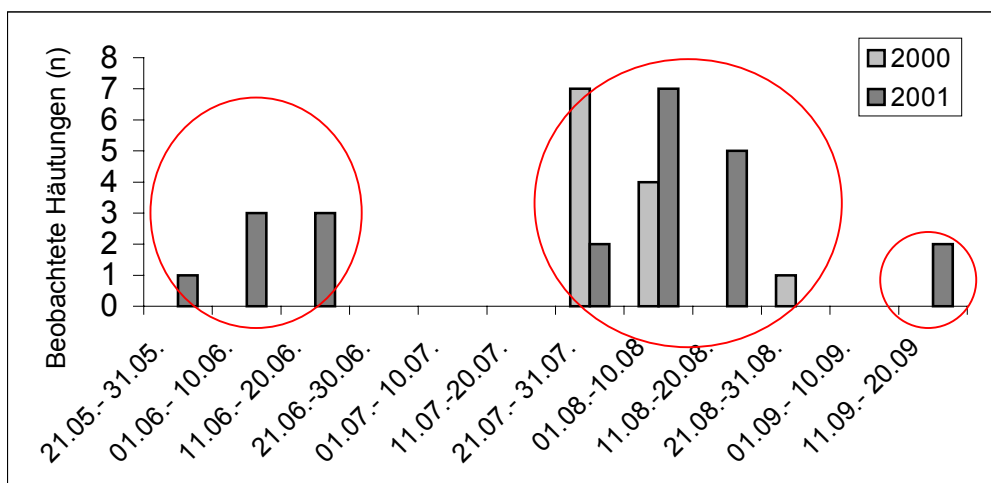


auf, dass es drei Perioden im Jahresverlauf gibt, in denen sich die Häutungen der Schlingnattern häufen: eine frühe Häutung zwischen Ende Mai und Ende Juni, eine spätere Häutung von Ende Juli bis Ende August und eine letzte Phase Mitte September. Dazwischen konnte keine Häutung beobachtet werden. Als Besonderheit

Abbildung 15: Abgestreifte Schlingnatternhaut

kann gelten, dass sich zwei kurzfristig

im Terrarium gehaltene trächtige Weibchen innerhalb kurzer Zeit vor der Geburt zweimal häuteten: ♀17 häutete sich am 26.07.01, sowie am 07.08.01 (d.h. nur 12 Tage später) und gebar am 24.08.01 ihre Jungen, ♀28 häutete sich am 29.07.01, brachte am 07.08.01 ihre Jungen zur Welt und noch am selben Tag trübten sich erneut ihre Augen. Insgesamt liegen von 37 neugeborenen Schlingnattern Daten zur Häutung im ersten Jahr vor: 8 Tiere (21,6 %)



häuteten sich zweimal vor der Überwinterung, die restlichen 29 (78,4 %) nur einmal. Der Anteil der Individuen mit zwei Häutungen war 2000

Abbildung 16: Häutungstermine der adulten Schlingnattern (n = 35); rote Kreise: drei voneinander getrennte Häutungsperioden

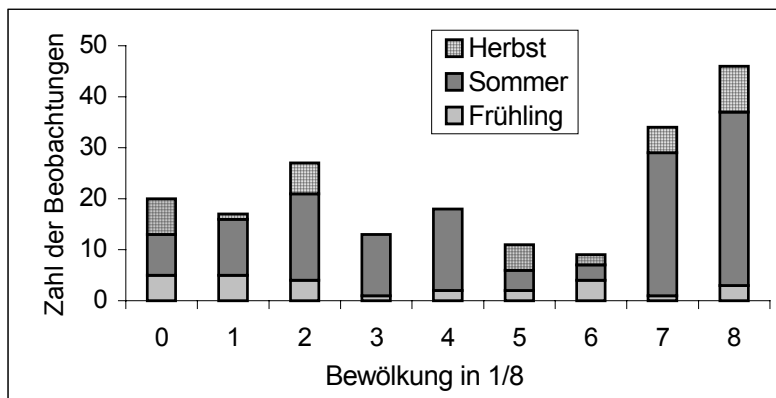
mit 41,1 % sehr viel größer als 2001 (nur 5 %). Der späteste Geburtstermin eines Jungtieres, das sich zweimal häutete war der 11.08. Der Abstand von der Geburt bis zur ersten Häutung betrug 2000 durchschnittlich $6,6 \pm 1,8$ (min. 5, max. 10) Tage, 2001 dagegen durchschnittlich $7,4 \pm 1,5$ (min.4, max.9) Tage. Der Unterschied zwischen den beiden Jahren ist signifikant (t-

Test: $T = -2,38$; $p = 0,03$). Der Abstand von der Geburt bis zur 2. Häutung betrug 2000 durchschnittlich $42,7 \pm 13,8$ (min.11, max.55) Tage, 2001 33 Tage ($n = 1$).

Zwischen 1. und 2. Häutung lagen 2000 $37,6 \pm 13,3$ (min.7, max.50) Tage, 2001 25 Tage. Spätester Zeitpunkt einer 2. Häutung war der 06.10.00.

3.4.4 Witterung und Erfassungshäufigkeit

3.4.4.1 Bewölkung



Aus den beiden Untersuchungsjahren 2000 und 2001 konnten für insgesamt 195 Einzelbeobachtungen Daten zur Bewölkung gesammelt werden. Die meisten Schlingnattern lassen sich

bei starker Bewölkung beobachten (Abb. 17). 7/8 (fast geschlossene Wolkendecke) und 8/8 geschlossene Wolkendecke)

Abbildung 17: Bewölkung bei den Schlingnatterbeobachtungen (n = 195).

machen zusammen über 40 % der Beobachtungen aus,

Eine kleine Lücke klafft dagegen bei den mittleren Bewölkungsdichten von 3/8 bis 6/8. Da über 68 % der Beobachtungen auf den Sommer entfallen, ist diese Gesamtbetrachtung vor allem durch die sonnigste und wärmste Jahreszeit geprägt. Um heraus zu finden, ob sich eventuell in den anderen Jahreszeiten ein anderes Muster findet, ist eine genauere Analyse der Daten notwendig (Abb.17): es zeigt sich, dass vor allem die Frühjahrsbeobachtungen deutlich abweichen: die meisten Beobachtungen lassen sich in dieser Jahreszeit bei sonnigem Wetter machen (Bewölkung 0/8- 2/8: 51,8 %), sehr viel weniger bei dichter Bewölkung (7/8 + 8/8: 15 %). An den Herbstdaten fällt das vollständige Fehlen von Beobachtungen bei mittlerer Bewölkung auf. Die auftretenden Unterschiede zwischen den Jahreszeiten sind statistisch signifikant ($\chi^2 = 40,80$; $p < 0,01$). Wie die paarweisen Vergleiche zeigen, sind es ausschließlich die Beobachtungen im Sommer, die sich hinsichtlich der Bewölkung signifikant von den anderen Jahreszeiten unterscheiden (Frühjahr- Sommer: $\chi^2 = 22,95$; $p < 0,01$; Sommer- Herbst: $\chi^2 = 22,90$; $p < 0,01$). Frühjahr und Herbst ($\chi^2 = 13,20$; $p = 0,10$) unterscheiden sich dagegen nicht signifikant voneinander.

3.4.4.2 Temperatur

In den beiden Untersuchungsjahren wurden Schlingnattern bei Temperaturen von 13- 30 °C

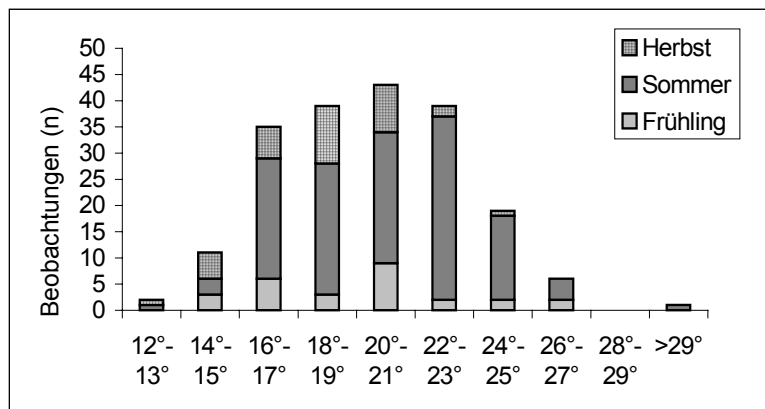


Abbildung 18: Temperaturen bei den Schlingnatterbeobachtungen (n = 195).

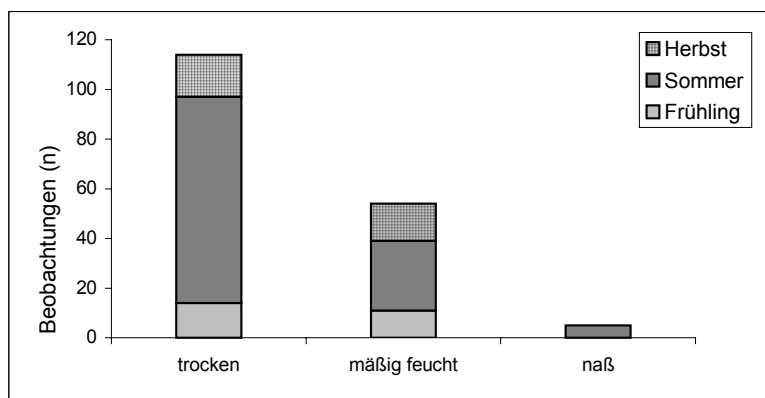


Abbildung 19: Bodenfeuchte bei den Schlingnatterbeobachtungen (n = 195)

beobachtet (Abb. 18). Die meisten Tiere wurden im Intervall von 20- 21° gefunden. Der χ^2 - Test auf Normalverteilung lieferte ein signifikantes Ergebnis ($\chi^2 = 75,97$; DF = 43; $p < 0,05$). Betrachtet man die Daten wieder auf die Jahreszeiten aufgeteilt, ergibt sich ein deutlich differenzierteres Bild (Abb. 18): Im Frühjahr ist das Beobachtungsintervall kleiner (14-27°C) und obwohl die Daten insgesamt wieder normalverteilt sind ($\chi^2 = 17,5$; DF = 9; $p < 0,05$) liegen doch 33% aller Beobachtungen im mittleren Intervall (20-21°). Die Sommerdaten sind ebenfalls normalverteilt ($\chi^2 = 62,99$; DF = 35; $p < 0,05$). Die

Tiere wurden bei Temperaturen von 13-30° C angetroffen. Das am häufigsten besetzte Temperaturintervall liegt zwischen 22-23° C. Im Herbst wurde *C. austriaca* bei Temperaturen von 13-23° C (die meisten bei 20-21° C) gefunden. Die Daten sind nicht signifikant normalverteilt ($\chi^2 = 17,95$; DF = 11; $p = 0,08$). Die Verteilungen in den Jahreszeiten unterscheiden sich signifikant voneinander ($\chi^2 = 30,59$; $p < 0,05$). Wie die paarweisen Vergleiche ergaben, ist die signifikante Differenz zwischen Sommer und Herbst ($\chi^2 = 23,79$; $p < 0,01$) für diesen Effekt verantwortlich. Dagegen sind die Unterschiede in den Verteilungen zwischen Frühjahr und Sommer ($\chi^2 = 13,44$; $p = 0,14$) sowie Frühjahr und Herbst ($\chi^2 = 7,49$; $p = 0,37$) nicht signifikant.

3.4.4.3 Bodenfeuchte

Die Daten von 172 Beobachtungen konnten in Bezug auf die Bodenfeuchte ausgewertet werden. Insgesamt 144 mal (63,7 %) war der Untergrund trocken, 54 mal (31,4 %) mäßig feucht und 5 mal (2,9 %) nass. Während aber im Sommer 71,6 % der Beobachtungen auf trockenem Untergrund stattfanden (χ^2 - Test: $\chi^2 = 15,22$, $p < 0,01$), waren es im Frühling (56 %) und Herbst (53,1 %) deutlich weniger (Abb. 19). Die Verteilung der Feuchtigkeitsklassen war in den Jahreszeiten signifikant unterschiedlich ($\chi^2 = 9,86$; $p < 0,05$), die paarweisen Vergleiche ergaben nur zwischen Sommer und Herbst eine signifikante Differenz ($\chi^2 = 7,1$; $p < 0,05$), nicht aber zwischen Frühjahr und Sommer ($\chi^2 = 4,7$; $p = 0,09$) bzw. Frühjahr und Herbst ($\chi^2 < 1$; $p = 0,82$).

3.4.4.4 Niederschlag

Bei 5 von 195 (2,6 %) Schlingnatterbeobachtungen wurde leichter Regen aufgenommen, alle anderen Beobachtungen fanden bei trockenem Wetter statt.

3.5 Raumnutzung des Einzelindividuum

3.5.1 Migration

Von insgesamt 22 Individuen (4 trächtige, 6 nichtträchtige Weibchen, 12 Männchen) liegen durch die telemetrischen Studien oder durch mehrmaliges, zeitlich getrenntes Beobachten Daten vor, die hinsichtlich des Migrationsverhaltens der Tiere ausgewertet werden können (Tab. 16). Die Männchen legten dabei bei einer durchschnittlichen Tagesdistanz von 1-194 md^{-1} zwischen 10 und 6600 m zurück, die nicht- trächtigen Weibchen bei einer durchschnittlichen Tagesdistanz von 1-28 md^{-1} zwischen 57 und 4500 m zurück, während bei trächtigen Weibchen keine Ortsveränderungen beobachtet werden konnten. Besonders fallen die beiden großen maximalen Wanderdistanzen von 6,6 und 4,5 km auf. Nähere Informationen darüber, wie es zu den langen Wanderungen (mit mittleren Tagesdistanzen von beinahe 200 m bzw. 28 m über einen längeren Zeitraum) dieser beiden Tiere kam, fehlen jedoch. Bei dem ersten Tier handelt es sich um ein Männchen (Nr. 6), das innerhalb von 5 Wochen die rund 6,6 km von der Staustufe 20 bis zur Stufe 22 zurücklegte. Es war zwar mit einem Sender ausgestattet, jedoch konnten zwischen diesen beiden Terminen keine Signale empfangen werden. Allerdings wies dieses Tier beim Wiederfang frische Verletzungen am Kopf auf, die als Spuren einer Greifvogelattacke gewertet werden können (ringförmige Verletzung als Folge des Klammergriffs z.B. eines Bussards). Auch bei der zweiten größeren Wanderung handelt es sich um einen vollständigen Wechsel des Lebensraums: das Weibchen-

Nr. 22 wurde am 31.07.00 zum letzten Mal an der Staustufe 20 beobachtet und tauchte am 11.06.01 an der Stufe 21 wieder auf, wo es dann das ganze Jahr über in einer relativen kleinen Fläche zu finden war, die hinsichtlich der Lebensraumausstattung ihrem früheren Fundort sehr nahe kommt. Die meisten Einzelfundpunktdaten liegen von Männchen- Nr. 10 vor (Abb. 20), das über insgesamt 130 Tage hinweg telemetrisch verfolgt werden konnte, was eine ungewöhnlich lange Zeitspanne bedeutet, die besonders viele wichtige Erkenntnisse lieferte. Insgesamt bleibt eine mittlere zurückgelegte Gesamtdistanz von $428 \text{ m} \pm 565 \text{ m}$, ($n = 16$), wenn man die beiden hohen Maximalwerte sowie die „ $< 10\text{m}$ “- Werte (v.a. der trächtigen Weibchen) bei der Auswertung weglässt. Die Gesamtdistanz ist bei den Männchen geringfügig höher ($494 \text{ m} \pm 632$; $n = 11$) als bei den Weibchen (ohne trächtige) ($282 \text{ m} \pm 337$;

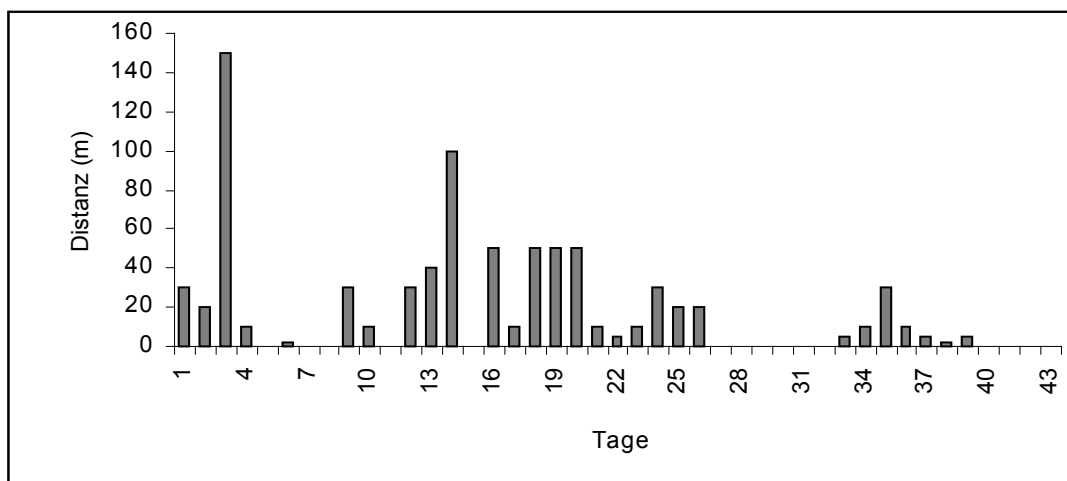


Abbildung 20: Tagesdistanzen des Männchens Nr. 10 zwischen 30.05.01 und 15.08.01. Für Tage, von denen keine Peilungen vorlagen, wurden keine Werte angegeben.

$n = 5$), der gefundene Unterschied ist aber nicht signifikant ($p = 0,28$). Die höchsten mittleren Tagesdistanzen wurden von Männchen erzielt (194 und 98,7 m), der Durchschnittswert für alle Tiere betrug $9,8 \text{ m d}^{-1}$. Abbildung 20 zeigt die zurückgelegten Tagesdistanzen von ♂- Nr. 10. Man erkennt, dass sich Tage hoher Mobilität mit längeren Phasen von Immobilität abwechseln. Die maximalen Entfernungen zweier Punkte (Luftlinie), die ein Individuum erreicht hat (Abb. 21) unterscheiden sich ebenso beträchtlich wie die Gesamtdistanzen. Nimmt man alle Werte (bis auf die trächtigen Weibchen) mit in die Berechnung, so ergibt sich ein Mittelwert von $832 \pm 1713 \text{ m}$ ($n = 16$). Ohne die beiden Maximalwerte, die wahrscheinlich auf besondere Umstände zurückzuführen sind und für die Schlingnatter eher Ausnahmen darstellen dürften, so bleiben Werte von $242 \pm 177 \text{ m}$ ($n = 14$) für beide Geschlechter, bzw. $260 \pm 173 \text{ m}$ ($n = 10$) für die Männchen und $202 \pm 179 \text{ m}$ ($n = 4$),

Männchen und Weibchen unterscheiden sich in dieser Hinsicht also nicht wesentlich voneinander ($p = 0,72$).

Tabelle 16: Wanderdistanzen der Schlingnattern im Lechtal. ♀*: trächtiges Weibchen; M: Daten durch Fang/Wiederafang, T: Daten durch Telemetrie (+ Fang/Wiederafang); Sichtigungen: bei Telemetrie Signal + Beobachtung; Tage: Zeit zwischen erster und letzter Sichtung.

Geschlecht, Ind.	Gesamt-distanz (m)	max. Entfernung (m)	Methode	Sichtigungen	Tage	Mittl.Distanz (md ⁻¹)
♂ ₁	630	500	T	6	21	30
♂ ₂	6600	6600	M	2	34	194
♂ ₂	424	350	M	4	13	32,6
♂ ₃	57	57	M	3	6	9,5
♂ ₄	153	153	T	7	15	10,2
♂ ₅	<10	<1	M	3	14	<1
♂ ₆	498	498	M	3	13	38,3
♂ ₇	420	420	M	3	13	32,3
♂ ₈	191	191	T	4	270	0,7
♂ ₉	472	120	T	4	400	1,2
♂ ₁₀	2412	494	T	49	130	18,6
♂ ₁₁	296	130	M	3	3	98,7
♂ ₁₂	250	244	M	3	13	19,2
♂ ₁₃	57	57	M	3	50	1,1
♀ ₁₄	55	55	M	3	22	2,5
♀ ₁₅	147	147	T	4	42	3,5
♀ ₂₀	953	553	M	6	360	2,6
♀ ₂₁	150	150	M	3	43	3,5
♀ ₂₂	104	104	M	4	118	0,9
♀ ₂₂	4500	4500	M	2	160	28,2
♀ ₃₀	550	550	M	3	58	9,5
♀* ₁₆	<10	<1	T	8	16	<1
♀* ₁₇	<10	<1	T	5	35	<1
♀* ₁₈	<10	<1	T	4	16	<1
♀* ₁₉	<10	<1	M	6	26	<1

Eine weitere Besonderheit konnte im UG 7 (Prittriching) beobachtet werden: dort wechselte ein Weibchen (Nr. 30) innerhalb kurzer Zeit zweimal über den Lech (direkt an der Staustufe 21 von West nach Ost und wieder zurück, Abb. 21). Genauere Informationen über diesen Wechsel der Flussseite liegen nicht vor.

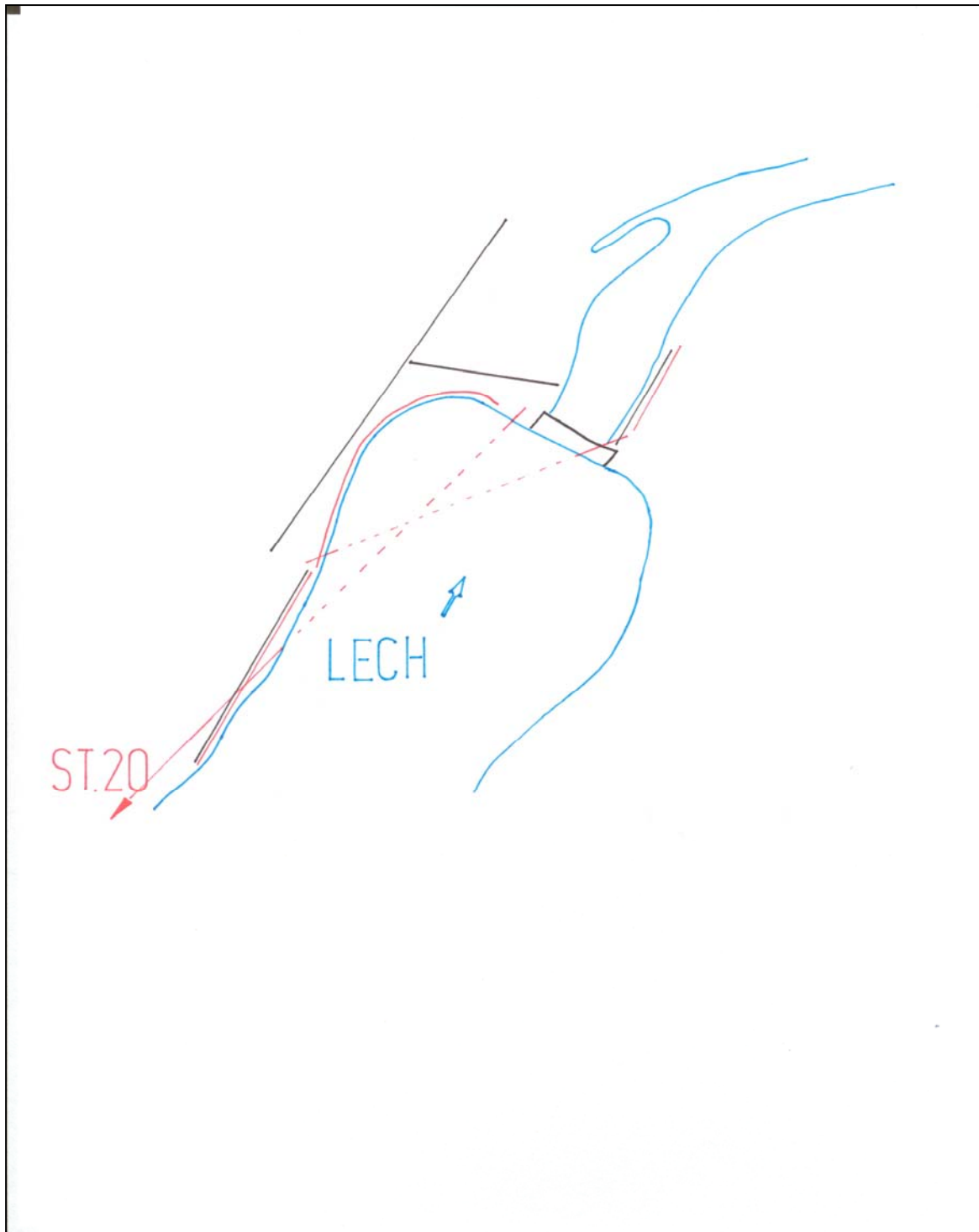


Abb. 21: Maximale Entfernungen zwischen zwei Fundpunkten verschiedener Schlingnattern an der Staustufe 21 (UG 7). Maßstab 1: 5600. Schwarz = Männchen; Rot = Weibchen.

3.5.2 Home- range

Die berechneten home- range- Größen der Schlingnattern reichen von 10 m² bis 2,93 ha (Tab.

Tabelle 17: home- range- Größen der telemetrierten Individuen, geordnet nach Geschlecht und home-range-Größe. ♀*: trächtiges Weibchen

Tier	home range (m ²)	Zeitraum	Beobachtungen
♂ ₁₃	290	10.07.- 30.08.01	3
♂ ₄	740	19.07.- 06.08.01	7
♂ ₁₁	757	19.07.- 09.08.01	3
♂ ₈	896	08.08.00- 06.05.01	3
♂ ₂	2250	13.09.-26.09.01	4
♂ ₉	15883	13.07.00- 19.09.01	4
♂ ₁₀	25293	23.05.-11.09.01	49
♂ ₇	25899	13.09.-26.09.01	3
♂ ₁	29270	22.08.-12.09.01	6
♀ ₂₂	189	11.06.-09.10.01	4
♀ ₁₄	306	01.07.-23.07.01	3
♀ ₂₁	1211	06.06.-19.07.01	3
♀ ₂₅	5667	03.07.-10.08.00	4
♀* ₁₆	10	20.07.-12.08.01	8
♀* ₁₇	10	19.07.-23.08.01	5
♀* ₁₈	10	11.07.-27.07.01	4
♀* ₁₉	10	03.07.-29.07.01	6

17, Abb. 22). Die kleinsten Flächen nutzten die graviden Weibchen, die während ihrer Trächtigkeit alle kaum 10 m² Lebensraum beanspruchten. Die Männchen hatten Reviere von durchschnittlich 9217 ± 11647 m² (n = 11), die nicht trächtigen Weibchen von 1843 ± 2243 m² (n = 4), also signifikant weniger (p = 0,03). Die Beobachtungsdauer, die diesen Daten zu Grunde liegt und somit auch die Verlässlichkeit der berechneten Größen ist allerdings höchst unterschiedlich. Sehr gut ist die home- range- Größe von ♂- Nr. 10 (s.o.) bekannt (2,5 ha).

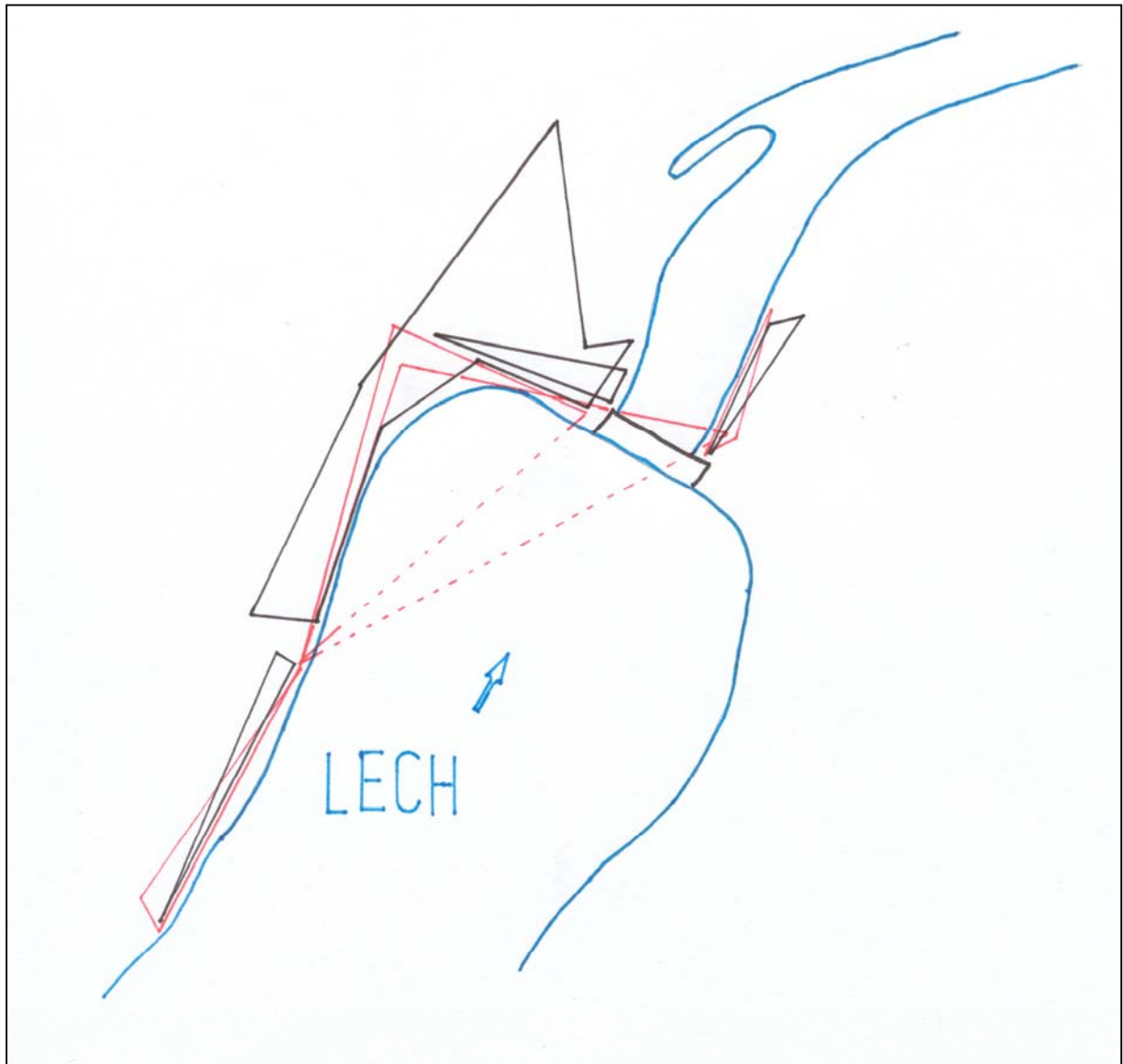


Abbildung 22: home-ranges der Schlingnattern an der Staustufe 21 (UG 7). Maßstab 1: 5600. Schwarz = Männchen; Rot = Weibchen. Gestrichelte Linien liegen über dem Lech.

Die kürzeste Zeitspanne, die in die Auswertung einging, war 3 Tage. Die beiden Tiere, die die maximalen Strecken beim Wandern zurücklegten, sind nicht in die home-range-Berechnung mit eingeflossen, da ihre Ortsbewegungen nicht innerhalb eines Lebensraums stattfanden. Die home-ranges der Schlingnattern überlappen vielfach miteinander. Eine Revierbildung ist also auch deshalb auszuschließen. Dies wird auch durch relativ häufiges gemeinsames Auffinden beim Sonnenbaden (trifft auf beide Geschlechter zu) verdeutlicht. Die Größe der home-ranges ist nicht mit der Zahl der Beobachtungen korreliert.

3.6 Populationsbiologie

3.6.1 Längen und Gewichtsverteilungen

Von 49 Männchen und 40 Weibchen der Schlingnatter liegen Daten zu Körpergewicht und Länge vor (Abb. 23): demnach liegt das durchschnittliche Gewicht der Männchen signifikant

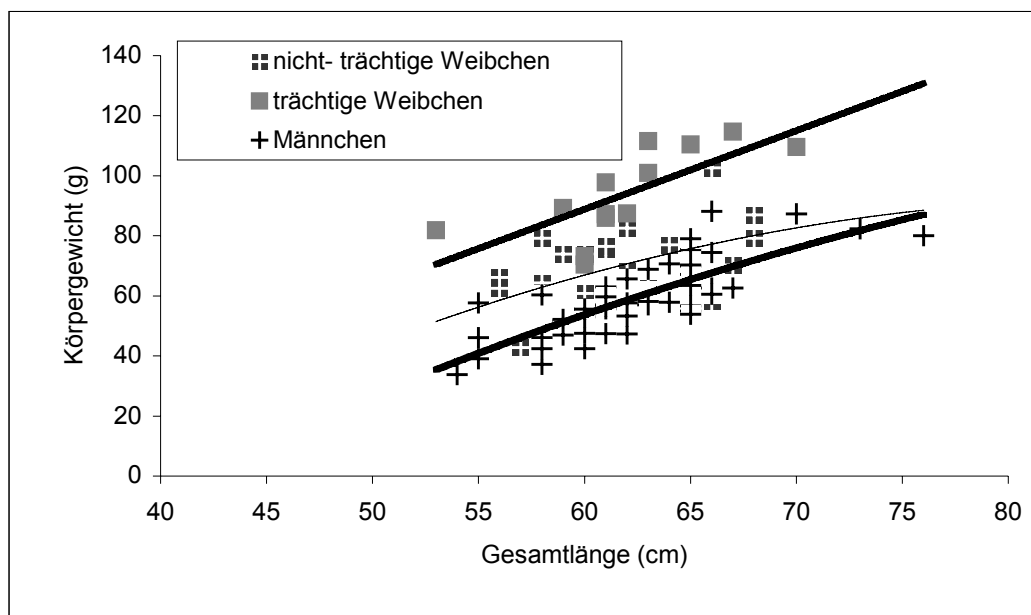


Abbildung 23: Zusammenhang von Körpergewicht und Gesamtlänge bei 89 adulten Schlingnattern. (nicht- trächige Weibchen: n = 27; r = 0,56; p < 0,001; Regressionsgerade (dunkle Linie): $y = 1,68x - 34,26$; trächtige Weibchen: n = 13; r = 0,72; p = 0,003; Regressionsgerade (helle Linie): $y = 2,62x - 68,19$; Männchen: n = 49; r = 0,79; p < 0,001; Regressionsgerade (gestrichelte Linie): $2,29x - 83,62$

unter dem der Weibchen (U-Test: n = 89; U = 384; p < 0,001). Das leichteste Weibchen wog 42,8 g, das schwerste 111,5 g, das schwerste definitiv nicht trächige Weibchen wog 96,8 g. Bei den Männchen reichte die Spanne von 33,8 g bis 88,2 g. Während die durchschnittlichen Gesamtlängen (Tab. 18) annähernd gleich sind (das längste Weibchen war 70 cm, das größte Männchen 76 cm lang), haben die Männchen im Durchschnitt 3,2 cm längere Schwänze. Dieser Unterschied ist statistisch aber nicht signifikant. Der Quotient GL/SL ist bei den

Weibchen (4,5- 11,8) viel größer als bei den Männchen (4,0- 6,2). Dieser Unterschied ist statistisch signifikant (U-Test: $n = 75$; $U = 184$; $p < 0,001$). 86 % der Weibchen haben einen GL/SL- Quotienten von 5,5 oder größer und 91 % der Männchen haben einen kleineren Quotienten. Abb. 23 zeigt den Zusammenhang von Größe und Gewicht. Man erkennt, dass nicht nur die trächtigen Weibchen erheblich schwerer sind als gleichgroße Männchen, sondern auch die nichtträchtigen Weibchen im Durchschnitt ein leicht höheres Gewicht aufweisen.

Tabelle 18: Körpermaße der Schlingnattern. Bei den Schwanzlängen wurden trächtige nicht von nichtträchtigen Weibchen unterschieden. Die Angabe bei den trächtigen Weibchen bezieht sich daher auf alle Weibchen ($n = 40$)

Geschlecht	n	Gesamtlänge (cm) (GL)	Schwanzlänge (cm) (SL)	GL/SL	Gewicht (g)
Nichtträchtige ♀	26	$61,6 \pm 3,7$			$68,8 \pm 12,6$
Trächtige ♀	14	$61,1 \pm 4,7$	$10,1 \pm 1,7$	$6,3 \pm 1,2$	$93,6 \pm 13,7$
♂	49	$62,4 \pm 4,2$	$13,3 \pm 1,5$	$4,7 \pm 0,5$	$59,0 \pm 12,3$

3.6.2 Größenklassen

Unter Einberechnung der Jungtiere (aber nicht der Terrariengeburt) ergibt sich für beide Untersuchungsjahre über alle Gebiete hinweg folgendes Bild der Größenklassenverteilung

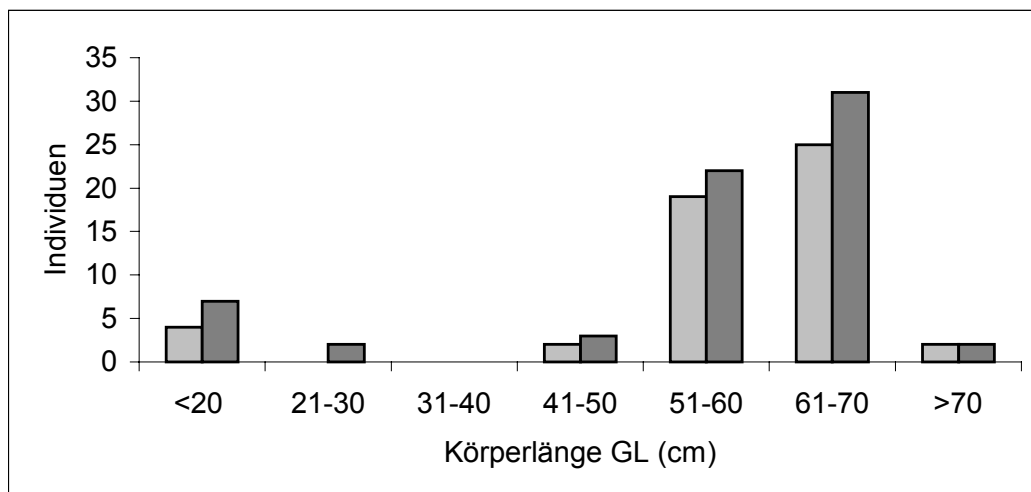


Abbildung 24: Körperlängen der im Freiland gefundenen Schlingnattern in den Jahren 2000 (hell, $n = 52$) und 2001 (dunkel, $n = 67$)

(Abb. 24): Demnach sind 88 % (2000) bzw. 87 % (2001) aller beobachteten Tiere größer als 50 cm. Jungtiere können praktisch nur durch das Beobachten ihrer Geburt im Terrarium erfasst werden. Nimmt man nur die im Freiland beobachteten juvenilen Tiere mit in die Auswertung, so liegt ihr Anteil an der Population bei 8 % (2000) bzw. bei 10 % (2001).

Individuen zwischen 20 und 50 cm Gesamtlänge (also 1-4 jährige) sind im Freiland kaum beobachtet worden (praktisch alle 1-3 jährigen Schlingnattern wurden unter Brettern in der Kissinger Heide gefunden). Die Untersuchungsgebiete unterscheiden sich untereinander auch hinsichtlich ihres Altersaufbaus: Reproduktion in Form trächtiger Weibchen, neugeborener Jungtiere oder bis zu einem Jahr alter Tiere wurde an folgenden Stellen nachgewiesen: Meitingen am Lechkanal, Augsburg Stadtwald am Lechdamm, Kissinger Heide, Merching an der Uferbefestigung, Unterbergen am Damm, Prittriching an der Uferbefestigung und im Umfeld, Scheuring an beiden Dämmen, Schwabstahl an der Uferbefestigung.

3.6.3 Geschlechterverhältnis

Das Geschlechterverhältnis im gesamten Projektgebiet ist insgesamt zu Gunsten der

Tabelle 19: Geschlechterverhältnisse in den UG 5-8.

Gebiet	♂♂/♀♀
5	1: 0,6
6	1: 0,73
7	1: 0,66
8	1: 2
8a	1: 0,33
8b	1: 2
Gesamt	1: 0,76

Männchen verschoben (1: 0,76) (Tab. 19), ein Wert der vor allem in den individuenreicheren Lebensräumen (UG 5-7) überall in annähernd gleicher Weise anzutreffen ist, während die angegebenen Verhältnisse in UG mit 5 oder weniger Fundpunkten (alle Gebiete nördlich der Staustufe 23) für sich allein genommen nur wenig Aussagekraft besitzen und daher nicht in Tabelle 21 aufgeführt werden, obwohl die Werte natürlich in den Gesamtwert eingeflossen sind. Angemerkt werden

muss hier noch folgendes: Das einzelne Weibchen bei Meitingen war trächtig, mindestens ein Männchen muss also hier ebenfalls zu finden sein.

3.6.4 Populationsgrößen

Die Berechnung der Populationsgrößen mit Fang- Wiederfang- Methoden wie den Verfahren von JOLLY- SEBER und SCHNABEL stellt an die Datengrundlage gewisse Ansprüche. Nur für die Untersuchungsgebiete 6, 7 und 8 (Teil Schwabstahl) werden diese hinreichend erfüllt. So wurden z.B. auf eine Berechnung in den UG Merching (die 8 Individuen wurden alle an einem einzigen Tag beobachtet und danach nur noch zu einem sehr kleinen Teil (2 Individuen) wiedergefangen) und Scheuring (die 10 Individuen verteilen sich auf beide Lechseiten, außerdem sind zwei Individuen definitiv abgewandert, die Wiederfangrate im zweiten Jahr war daher 0). Die angegebenen Zahlen (Tab. 20) für die übrigen UG entsprechen daher den bis September 2001 bekannten gezählten Einzelindividuen (abzüglich der bekannten gestorbenen Tiere). Für das gesamte Projektgebiet ergibt sich somit eine Gesamtzahl von 117 individuell bekannten Schlingnattern (juvenile, semiadulte und adulte,

Tabelle 20: Bestandsgrößen der Schlingnatter im September 2001 (inkl. aller im Freiland gefundenen Jungtiere). Bei JOLLY- SEBER und SCHNABEL ist jeweils das 95 % - Vertrauensintervall mit angegeben

Fundpunkt	Gezählte Individuen	JOLLY- SEBER	SCHNABEL
2a	8	-	-
2b	1	-	-
3	3	-	-
4	3	-	-
4a	5	-	-
5	8	-	-
6	23	-	21,0 (10,7- 44,7)
7	45	28,9 (16,5- 96,6)	42,5 (31,2- 59,8)
8	10	-	-
8a	8	-	9,7 (3,6- 35,5)
8b	3	-	-

Tabelle 21: Populationsdichte (gezählte Individuen) bezogen auf die Gesamt- UG und die besiedelten Lebensräume (nach der Polygonmethode).

UG	Größe UG (ha)	Ind./ha UG	Ind./ha Lebensraum
3	66	0,05	k.I.
4	528	0,01	k.I.
5	34	0,2	30
6	114	0,2	1,0
7	42	1,1	1,8
8a	727	0,02	15

nicht einberechnet die noch im Überwinterungsversuch befindlichen Jungtiere). Wie groß die Zahl der Schlingnattern im Lechtal wirklich ist, kann hier nicht verlässlich berechnet werden. Jedoch kann es als Hinweis dienen, dass sich aus der Extrapolation der Kurve, welche die Anzahl der bekannten Individuen in Abhängigkeit vom Beobachtungs-

zeitraum beschreibt, eine Abflachung dieser Kurve bei ca. 150 Individuen errechnen lässt, was bedeuten würde, dass die Population am Lechtal nach zwei Jahren bereits zu 78 % bekannt wäre. Für die Untersuchungsgebiete lassen sich daraus folgende Individuendichten ableiten (Tab. 21): Die Individuendichten in den Gesamt- UG liegen bis auf UG 7 sehr niedrig, was unterstreicht, dass die Schlingnatter nicht alle Teile der untersuchten Fläche gleich besiedelt. Die zweite Spalte zeigt, dass es verschiedene Muster der Raumnutzung gibt: In Unterbergen und Prittriching (individuenreichste Bestände) liegt die Dichte in den Flächen vergleichsweise niedrig (zwischen 1 und 2 Individuen/ha), weil sich die Tiere auf eine größere Fläche verteilen (20 bzw. 23 ha). An der Staustufe Schwabstadl drängen sich dagegen 6 der 8 bekannten Tiere auf einer einzigen Uferbefestigung, wodurch die Dichte sehr hoch

wird. Gleiches gilt für die Staustufe Merching. Die kleinen Individuenzahlen in Gersthofen und dem Stadtwald machen hier eine Bewertung unmöglich.

3.6.5 Prädation und Mortalität

Als Hauptprädatoren der Schlingnatter am Lech müssen Vögel (v.a. Greifvögel) angesehen werden. Im Laufe der Untersuchungen wurden 2 Schlingnattern tot aufgefunden (Männchen-Nr. 8 in Unterbergen, sowie ein unbekanntes Tier in Prittriching, das zunächst noch lebte,



Abbildung 25 und 25a: Die beiden toten Schlingnattern, links das Tier in Prittriching, das noch einige Tage überlebte, rechts das Tier aus Unterbergen

danach aber den Infektionen erlag, die die Wunden befallen hatten). Beide wiesen deutliche Verletzungen und Spuren auf, die von Angriffen von Greifvögeln stammen könnten (Abb.26, 26a). Mindestens 3 Schlingnattern haben mit ähnlichen Verletzungen überlebt (u.a. auch das Männchen-Nr. 6, das die größte Gesamtstrecke zurückgelegt hat (zuvor war es unverletzt gewesen) Andere Mortalitätsfaktoren (v.a. anthropogene, wie z.B. Erschlagen oder Straßenverkehr) konnten nicht nachgewiesen werden.

3.6.6 Geburtstermine

Im Jahr 2000 konnten nur drei Geburten beobachtet werden und zwar zwischen dem 05.08.

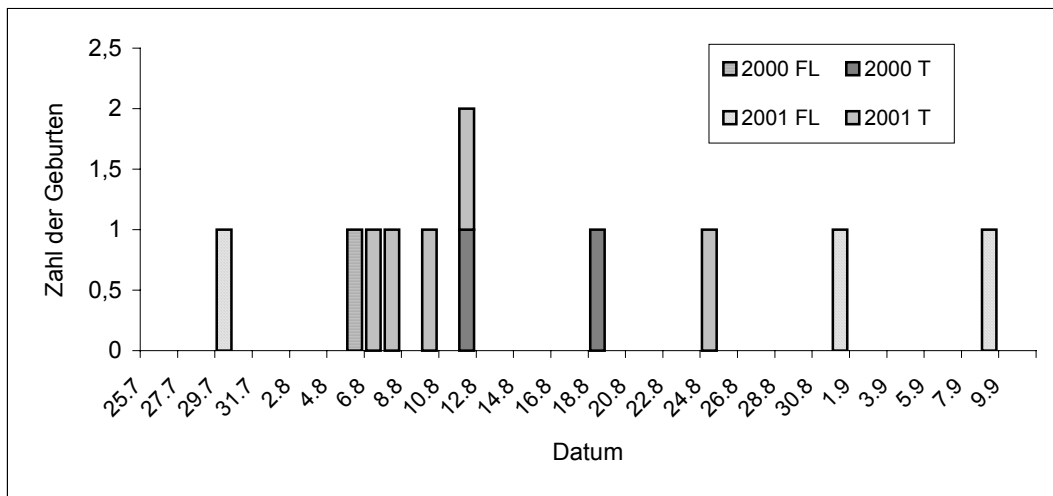


Abbildung 26: Geburtstermine in den Jahren 2000 und 2001. FL = im Freiland beobachtete Geburten, T = im Terrarium beobachtete Geburten.

und dem 18.08. Wesentlich besser ist die Datengrundlage für 2001: Insgesamt wurden acht Geburten beobachtet (zwischen 30.07 und 09.09.: Abb. 25).

3.6.7 Reproduktion

3.6.7.1 Gewicht und Anzahl der Jungtiere

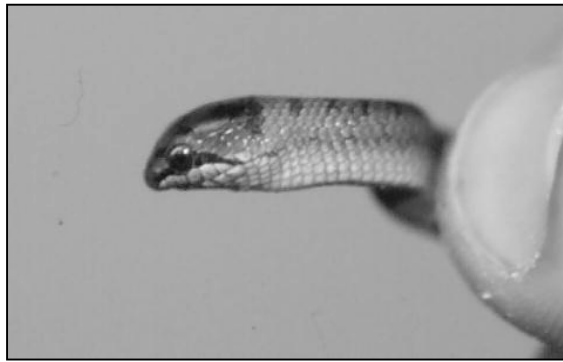


Abbildung 27: Geburt bei *C. austriaca*

In beiden Jahren wurden insgesamt 59 Jungtiere von *Coronella austriaca* im Freiland gefunden ($n = 15$), bzw. im Terrarium geboren ($n = 44$), nachdem ihre Mütter trächtig eingefangen wurden (Abb.27). Ihr durchschnittliches Geburtsgewicht lag bei $2,7 \pm 0,3$ g. Das leichteste überlebensfähige Tier wog 1,9 g, das schwerste 3,5 g, also 84 % mehr. Die Weibchen ($n = 8$) brachten im Schnitt $6,6 \pm 1,9$ Junge zur Welt (Minimum: 4, Maximum: 10). Der Anteil der totgeborenen oder kurz nach der Geburt gestorbenen Jungtiere lag bei 5 % ($n = 3$). Ein Tier,

das mit einem verkürzten Kopf geboren wurde, zeigt Abb.28. Es starb nach wenigen Stunden, sein Geburtsgewicht betrug nur 1,8 g. Die anderen beiden Totgeburten brachten 1,6 g und 1,3 g auf die Waage, waren also alle leichter als die lebensfähigen Jungtiere. Ein weiteres Tier

wies bei der Geburt stark rachitische Züge auf (z.B. stark verkrümmte Wirbelsäule), die aber



nach regelmäßiger Gabe von Vitamin- und Kalziumpräparaten zurückgingen (Behandlung nach ZIMMERMANN 1983). Das Tier fraß nicht selbständig, entwickelte sich bei Zwangsfütterung zwar zunächst normal, starb aber bei der Überwinterung.

Abbildung 28: Neugeborene Schlingnatter mit verkürztem Kopf

3.6.7.1.1 Reproduktionsparameter

Von sieben Schlingnatterweibchen aus dem Lechtal liegen genauere Informationen zur

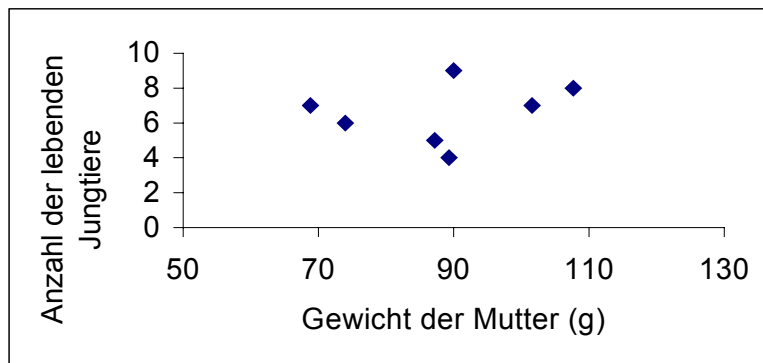


Abbildung 29: Anzahl der Jungtiere pro Wurf in Abhängigkeit vom Gewicht der Muttertiere (n = 7; r = 0,26; p = 0,29)

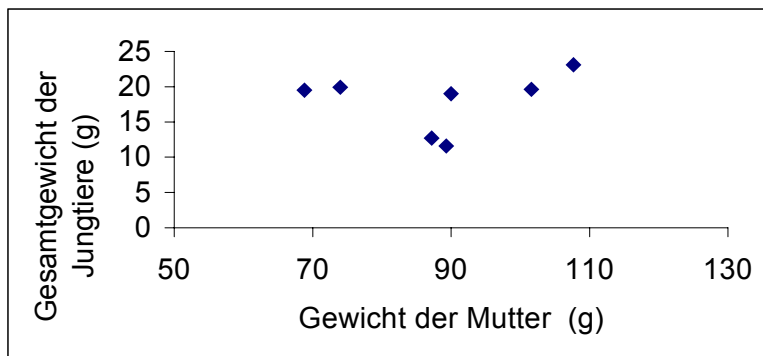


Abbildung 30: Gesamtgewicht der Jungtiere pro Wurf in Abhängigkeit von Gewicht der Muttertiere (n = 7; r = 0,19; p = 0,34)

Geburt vor (Gewicht der Mutter vor und nach der Geburt, Anzahl und Gewicht der Jungtiere). Wie die Abb. 29-31 zeigen, hat das Gewicht der Muttertiere keinen erkennbaren Einfluß auf die Zahl der Jungtiere, ihr durchschnittliches Individualgewicht oder das Gesamtgewicht aller Jungtiere. Die sieben Muttertiere wiesen dabei ein Pränatalgewicht zwischen 68,8 und 107,7 g ($\bar{x} = 88,3 \pm 12,8$ g) und eine Gesamtlänge zwischen 59 und 70 cm ($\bar{x} = 61,9 \pm 3,6$ cm) auf. Da ebenfalls kein Zusammenhang zwischen der Gesamtlänge der Muttertiere

und den oben angeführten Parametern zu erkennen ist (Anzahl Jungtiere x GL Muttertier: n =

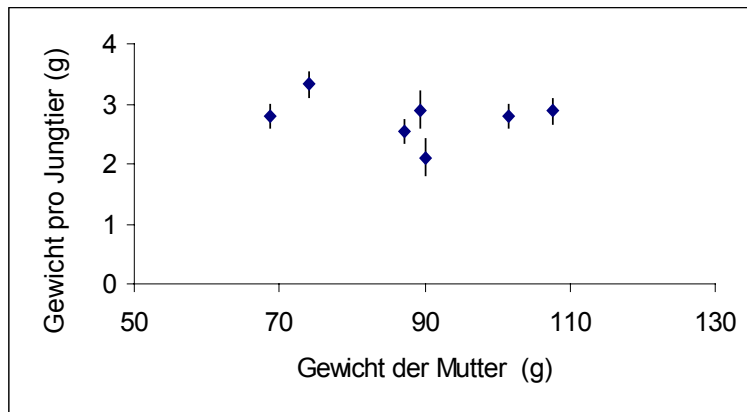


Abbildung 31: Abhängigkeit des durchschnittlichen Gewichts pro Jungtier (Mittelwert \pm Standardabweichung) vom Gewicht der Mutter und . (n = 7, $r = -0,22$; $p = 0,32$),

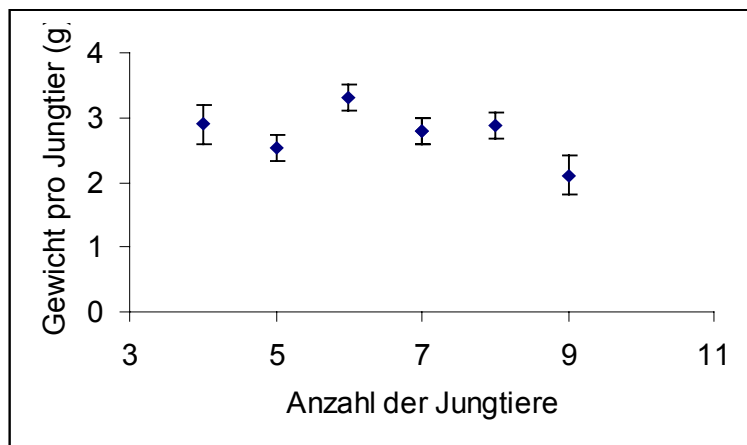


Abbildung 32: Durchschnittliches Gewicht pro Jungtier (Mittelwert \pm Standardabweichung) in Abhängigkeit von der Zahl der Jungtiere pro Weibchen (n = 7; $r = -0,45$; $p = 0,15$).

3.6.7.1.2 Investition der Muttertiere

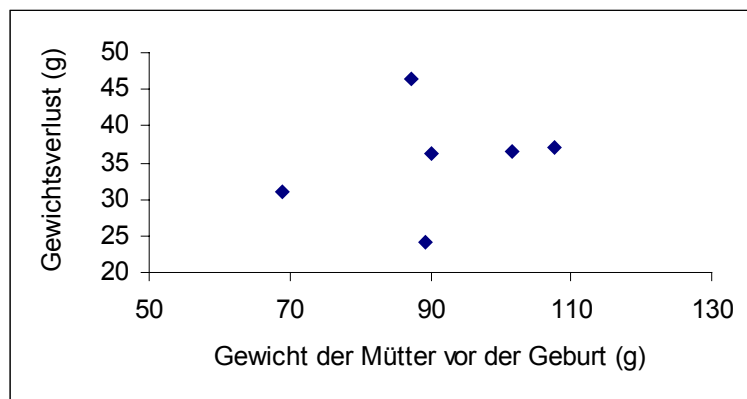


Abbildung 33: Gewichtsverlust der Weibchen bei der Geburt in Abhängigkeit vom Gewicht vor der Geburt; (n = 6; $r = 0,31$; $p = 0,27$).

7; $r = 0,62$; $p = 0,06$; Gesamtgewicht x GL Muttertier: $n = 7$; $r = 0,44$; $p = 0,16$), wird auf diese zusätzliche Darstellung verzichtet. Das Gesamtgewicht aller Jungtiere pro Weibchen belief sich auf 11,6 g bis 23,1 g ($\bar{x} = 17,9 \pm 3,9$ g). Das entspricht jeweils 21 ± 5 % des Gewichts der Mütter (Minimum: 13 %, Maximum: 28 %). Das Gewicht der tot geborenen Jungtiere ist in diese Berechnung mit eingegangen. Wie Abb. 32 zeigt, findet sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen durchschnittlichem Gewicht der Jungtiere und ihrer Anzahl pro Wurf.

Zur Investition der Muttertiere in ihre Nachkommen zählt nicht nur das direkt ablesbare Gewicht der Jungtiere, sondern auch die Energie, die bei der Geburt verbraucht wird, sowie der Verlust an übrigem organischen Material, wie z. B. Blut). Es empfiehlt sich deshalb, den vollständigen Gewichts-

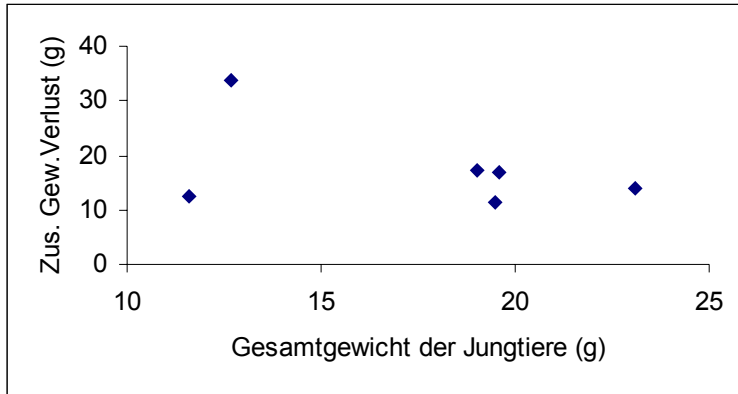


Abbildung 34: Zusätzlicher Gewichtsverlust der Weibchen bei der Geburt in Abhängigkeit vom Gesamtgewicht der Jungtiere (n = 6; $r = -0,44$; $p = 0,18$).

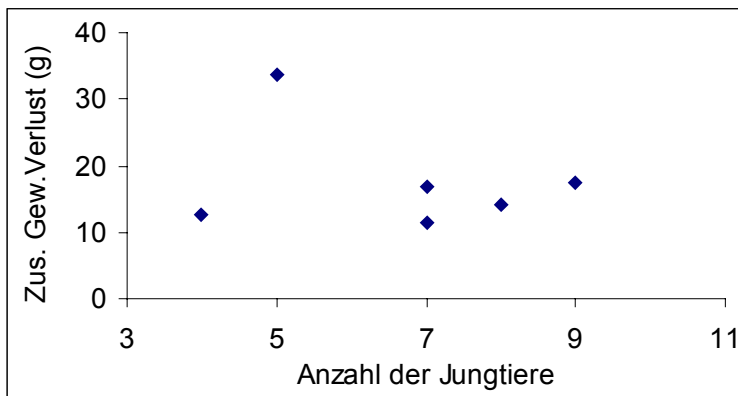


Abbildung 35: Zusätzlicher Gewichtsverlust der Weibchen bei der Geburt in Abhängigkeit von der Anzahl der Jungtiere (n = 6; $r = -0,28$; $p = 0,29$)

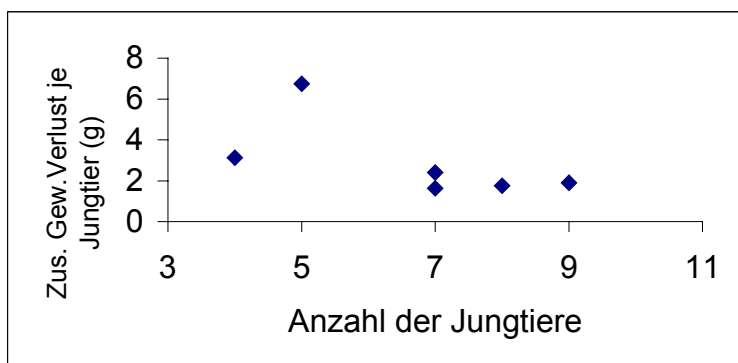


Abbildung 36: Zusätzlicher relativer Gewichtsverlust der Weibchen bei der Geburt in Abhängigkeit von der Anzahl der Jungtiere (n = 6; $r = -0,63$; $p = 0,08$)

verlust der Weibchen bei der Geburt als Maß ihres mütterlichen Investments heranzuziehen. Bei sechs beobachteten Geburten verloren die Weibchen dabei zwischen 24,1 und 46,4 g (Mittelwert: $35,2 \pm 6,8$), das entspricht 27,0 % bis 53,2 % ($x = 39,3 \pm 8,3$) ihres Körpergewichts. Die Jungtiere haben an dem Gewichtsverlust einen Anteil von 27,4 bis 63,1 % ($x = 51,2 \pm 11,9$). Es besteht kein erkennbarer Zusammenhang zwischen dem Pränatalgewicht der Mütter und ihrem absoluten Investment (Abb.33). Abb. 34-35 zeigen, dass der zusätzliche (d.h. ohne das Gewicht der Jungtiere) Gewichtsverlust (g) mit zunehmendem Gesamtgewicht der Jungtiere und auch mit zunehmender Anzahl an Jungtieren leicht abnimmt, was bedeutet, dass die Weibchen mit zunehmender Zahl an Jungtieren weniger zusätzlichen Energieverlust hinnehmen müssen (Abb.36)

3.6.7.1.3 Fortpflanzungszyklus

Im Jahr 2000 waren von 25 gefundenen adulten Weibchen 9 trächtig (36 %) und 2001 zehn von 21 (48 %). Zu beachten ist aber, dass im ersten Untersuchungsjahr 3 der Tiere erst relativ spät im August zum ersten Mal gefunden wurden. Wenn sie also schon vorher ihre Jungen geboren hatten, was durchaus möglich erscheint, da zu diesem Zeitpunkt bereits viele Geburten erfolgt sind und der erlittene Gewichtsverlust durch eine Nahrungsaufnahme bereits wieder ausgeglichen hätte werden können, wäre der Anteil 12 von 25 (ebenfalls 48 %), lässt man sie ganz aus der Berechnung fallen so ergibt sich ein Wert von 41 %. Außerdem befindet sich mit dem Weibchen- Nr. 31 ein Tier in beiden Stichproben, das deutliche Verletzungen bzw. Narben aufweist und wahrscheinlich deshalb in beiden Jahren nicht an der Fortpflanzung teilnahm. Interessant erscheint darüber hinaus aber die Tatsache, dass zwei Weibchen in beiden Jahren Junge bekamen, während andere in beiden Jahren nicht trächtig waren.

3.6.7.2 Das Wachstum und Überleben der Jungtiere

Von den 18 Jungtieren, mit denen der Versuch im Jahr 2000 begonnen wurde, verstarb eines Anfang Oktober aus unbekannten Gründen, im Jahr 2001 verstarben 2 von den anfangs 20 Tieren noch vor der Hibernation. Die Daten dieser Tiere sind nicht in die folgenden Berechnungen eingegangen, die demzufolge auf 35 Tieren basieren. Die restlichen Individuen nahmen während des Sommers und Herbsts bis zu ihrer Einwinterung zwischen 0,2 g und 1,1

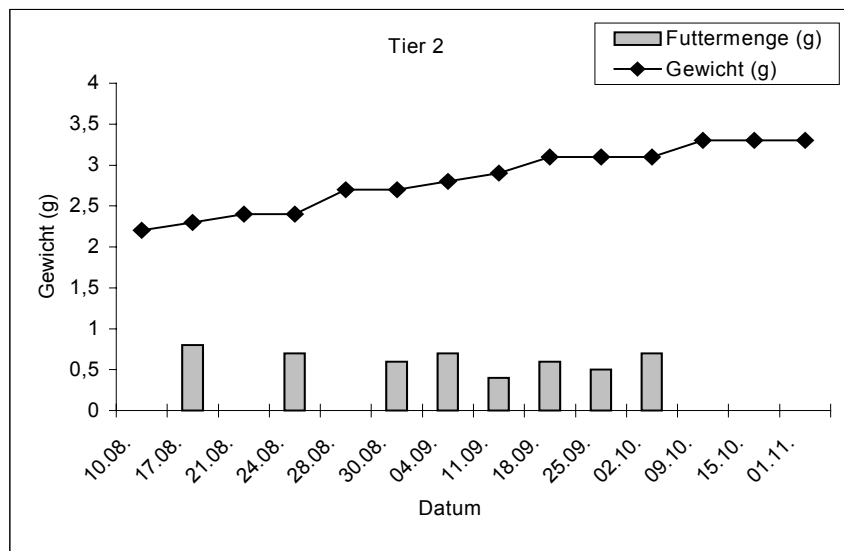
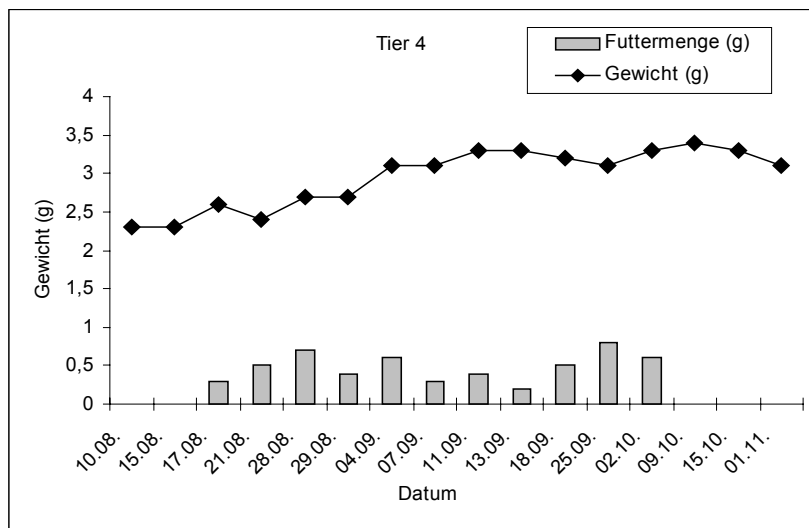


Abbildung 37: Wachstum von Jungtier 2 (Futter: Echsen)

g (2000) bzw. zwischen 0 und 1,7 g (2001) an Gewicht zu. Das entspricht insgesamt 0 bis 50 % des Geburtsgewichts. Pro Tier wurden zwischen 2,2 g und 6,8 g Nahrung verfüttert, wovon die Jungschlangen 0 bis 38 % in eigene Masse umsetzen konnten. In der Phase zwischen der

letzten Fütterung und dem Beginn der Überwinterung nahmen die Tiere nur minimal ab (0-2 %). Je nach Geburtstermin häuteten sich die Schlangen ein- oder zweimal vor der Überwinterung. Als Beispiel für die Entwicklung der Schlangen unter diesen Bedingungen



dienen die Abbildungen 36 und 37. Keines der Jungtiere fraß während des Versuchs eine angebotene Heuschrecke ($n = 6$), einen Grasfrosch ($n = 4$) oder einen Regenwurm ($n = 12$). Tabelle 22 zeigt die Daten aus Versuch 00/01 zusammengefasst.

Abbildung 38: Wachstum von Jungtier 4 (Futter: Mäuse)

Tabelle 22: Fütterungsversuch 00/01; Gewichte und Überlebensraten

Nr.	Futter	Geburts- gewicht (g)	Winter- Gew. (g)	Zunahme (g)	%	Frühj.- Gew. (g)	Überlebt
1	Misch	1,9	2,4	0,5	26		-
2	Reptil	2,2	3,3	1,1	50		-
3	Misch	2,2	2,5	0,3	13,6		-
4	Säuger	2,3	3,1	0,8	35		-
5	Reptil	3,1	3,7	0,6	19	3,7	+
6	Misch	3,1	3,6	0,5	16	3,0	+
7	Säuger	3,0	3,1	0,1	3		-
8	Reptil	2,8	3,8	0,8	29	3,8	+
9	Misch	2,9	3,2	0,3	10	k.I.	+
10	Säuger	2,9	3,6	0,7	24	3,2	+
11	Säuger	2,4	2,9	0,5	21	2,8	+
12	Misch	2,1	2,7	0,6	28		-
13	Reptil	2,0	2,9	0,9	45	2,9	+
14	Säuger	2,0	2,5	0,5	20	k.I.	+
15	Misch	2,3	3,2	0,9	39		-
16	Misch	2,1	2,4	0,3	14	2,3	+
17	Reptil	2,4	3,1	0,7	29	2,9	+

Für die Saison 2001/02 wurde der Versuch modifiziert durchgeführt. Es gab nur noch zwei Futtergruppen, nämlich Reptilien und Säuger, aber keine Mischfuttergruppe mehr (Tab. 23):

Tabelle 23: Fütterungsversuch 01/02; Gewichte der Jungtiere und Überlebensraten

Nr.	Futter	Geburts-Gew. (g)	Winter-Gew. (g)	Zunahme (g)	%	Frühj.-Gew. (g)	Überlebt
1a	Säuger	2,8	2,8	0	0	2,7	+
2a	Reptil	2,8	3,4	0,6	21,4	3,0	+
3a	Säuger	2,5	-	-	-	-	-
4a	Reptil	2,9	3,4	0,5	17,2	3,3	+
5a	Säuger	2,9	2,9	0	0	2,5	+
6a	Reptil	2,6	2,9	0,3	11,5	2,4	+
7a	Säuger	2,2	-	-	-	-	-
8a	Reptil	3,0	3,5	0,5	16,7	3,3	+
9a	Säuger	2,9	3,0	0,1	3,4	-	-
10a	Reptil	2,7	3,5	0,8	29,6	3,1	+
11a	Säuger	2,4	3,2	0,8	33,3	2,6	+
12a	Reptil	2,4	3,2	0,8	33,3	2,8	+
13a	Säuger	2,3	2,4	0,1	4,3	-	-
14a	Reptil	2,4	4,1	1,7	70,8	3,0	+
15a	Säuger	2,6	3,1	0,5	19,2	2,8	+
16a	Reptil	2,8	3,4	0,6	21,4	2,9	+
17a	Säuger	2,6	2,6	0	0	-	-
18a	Reptil	2,5	3,5	1	20	3,1	+
19a	Säuger	2,5	3,3	0,8	32	-	-
20a	Reptil	2,6	3,4	0,8	30,7	3,2	+

Tabelle 24 vergleicht die wichtigsten Wachstumsparameter zwischen den beiden Jahren und Futtergruppen:

Tabelle 24: Fütterungsversuch 2000/2001; Gewichte und Überlebensraten der einzelnen Futtergruppen, n= 35

Gruppe	Geburts-gewicht (g)	Winter-gewicht (g)	Zunahme (g)	Zunahme (%)	Nahrung (g)	Überlebt
Reptil 2000	2,5 ± 0,4	3,4 ± 0,3	0,8 ± 0,2	34,4 ± 11,2	4,5 ± 1,3	80 %
Reptil 2001	2,7 ± 0,2	3,4 ± 0,3	0,8 ± 0,4	27,3 ± 15,9	6,2 ± 0,3	100 %
Säuger 2000	2,5 ± 0,4	3,0 ± 0,4	0,5 ± 0,2	20,6 ± 10,3	3,5 ± 1,1	60 %
Säuger 2001	2,6 ± 0,2	2,9 ± 0,3	0,3 ± 0,3	13,6 ± 11,9	5,4 ± 0,6	57 %
Misch 2000	2,4 ± 0,4	2,9 ± 0,4	0,5 ± 0,2	20,9 ± 9,7	3,9 ± 0,9	43 %

Die Geburtsgewichte der Jungtiere unterscheiden sich in den beiden Futtergruppen der beiden Jahre nicht signifikant voneinander (Reptilien: n = 15; U = 18; p = 0,387; Säuger: n = 15; U = 23; p = 0,805). Deshalb werden die Futtergruppen Reptil und Säuger aus beiden Jahren bei der weiteren Auswertung zusammengefasst. Das Überleben der Jungtiere wurde in Abhängigkeit der Faktoren Diät, Geburtsgewicht, Wintergewicht, Zuwachs (absolut und relativ) untersucht (Tab. 25 u 25 a):

Tabelle 25: Unterschiede zwischen den überlebenden und nicht überlebenden Jungtieren (ohne die mit Mischfutter aufgezogenen Jungschlangen, n=26, *= signifikanter Unterschied, $p < 0,05$ U- Test.): Einfluss der Ernährung

	Reptilien-Futter*	Säuger-Futter*
Überlebt	11	8
Nicht Überlebt	1	6

Tabelle 25 a: Unterschiede zwischen den überlebenden und nicht überlebenden Jungtieren (ohne die mit Mischfutter aufgezogenen Jungschlangen, n=26, *= signifikanter Unterschied, $p < 0,05$ U- Test.): Einfluss des Wachstums

	Geburtsgewicht (g)	Wintergewicht (g)*	Zuwachs (g)	Zuwachs (%)
Überlebt	$2,6 \pm 0,3$	$3,3 \pm 0,4$	$0,6 \pm 0,3$	$23,8 \pm 14,5$
Nicht Überlebt	$2,4 \pm 0,3$	$2,9 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,4$	$21,3 \pm 16,4$

Tiere, die mit Reptilien gefüttert wurden, überlebten signifikant häufiger als Tiere, die mit Säugern gefüttert wurden ($\chi^2 = 8,62$; $df = 1$; $p = 0,003$). Auch die Wintergewichte der

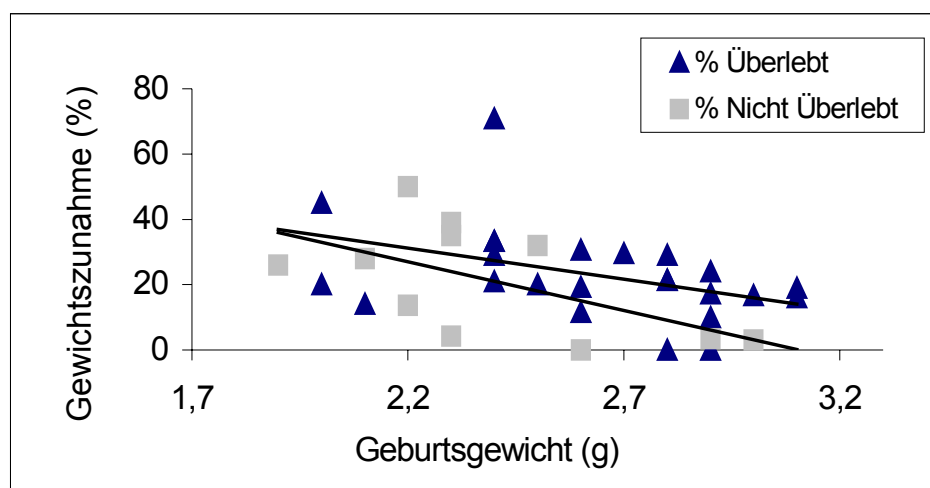


Abbildung 39: Zusammenhang zwischen Geburtsgewicht und prozentualer Gewichtszunahme bis zur Überwinterung der überlebenden bzw. nicht überlebenden Jungtiere. Die Regressionsgerade genügen folgenden Gleichungen: Überlebende: $y = -29,86x + 73,05$; Nicht-Überlebende: $y = -29,86x + 92,70$. Statistik siehe Text

Überlebenden Tiere waren signifikant höher (Tab. 25a, $U = 62,5$; $n = 35$; $p = 0,008$). Die Geburtsgewichte unterschieden sich dabei nicht ($U = 102,5$; $n = 35$; $p = 0,12$). Bei Tieren unter 3,4 g betrug die Überlebensrate 52 %, bei Tieren ab 3,4 g 100 %. Dagegen zeigen der absolute wie auch der relative Zuwachs ($U = 120$; $n = 35$; $p = 0,35$) keine signifikanten Unterschiede zwischen den Überlebenden und den nicht Überlebenden. Die Gewichte nach der Überwinterung waren signifikant mit den Wintergewichten korreliert ($r = 0,352$, $n = 24$, $p = 0,046$). Der durchschnittliche Gewichtsverlust der überlebenden Jungtiere betrug $0,3 \pm 0,3$

g (entspricht $9,3 \pm 7,0$ %) des vorwinterlichen Körpergewichts). Wie Abb. 39 zu entnehmen ist, fällt für beide Gruppen die Kurve, die den Zusammenhang zwischen Geburtsgewicht und prozentualer Gewichtszunahme beschreibt ab. Für beide Gruppen ist dieser Zusammenhang signifikant (Überlebende: $n = 24$; $r = -0,50$; $p < 0,01$; Nicht-Überlebende: $n = 11$; $r = -0,42$; $p < 0,01$). Dies bedeutet, dass bei der Geburt schwerere Tiere weniger prozentuale Gewichtszunahme erreichten. Nicht in der Tabelle 25 zu sehen, aber ebenfalls nicht signifikant unterschiedlich ist der Grad der Umsetzung der Futtermenge in eigenes Körpergewicht: bei den Überlebenden beträgt diese Effizienz $13,0 \pm 7,6$ % (0- 32,1 %), bei den nicht Überlebenden etwas weniger, nämlich $10,1 \pm 8,3$ % (0- 26 %). Interessanterweise hat die aufgenommene Nahrungsmenge kaum einen Einfluss auf die Gewichtszunahme der überlebenden bzw. nicht überlebenden Jungtiere (Abb. 40). Für beide Gruppen besteht kein signifikanter Zusammenhang zwischen der aufgenommenen Futtermenge und der absoluten Gewichtszunahme ($r = 0,203$, $n = 37$, $p = 0,114$). Etwas deutlicher, wenn auch nicht signifikant, unterscheiden sich die beiden Ernährungsgruppen hinsichtlich dieses Parameters: Schlingnattern, die Reptilien fressen, setzen $14,4 \pm 7,5$ % ihrer Nahrung in eigenes Wachstum um, diejenigen die Mäuse fressen nur $9,0 \pm 8,0$. Insgesamt nahmen die Schlingnattern, die sich von Reptilien ernährten im Versuch mehr Nahrung zu sich ($U = 177,5$, $n = 30$, $0,007$). Die beiden Futtergruppen unterscheiden sich kaum beim Zusammenhang zwischen Nahrungsaufnahme und Gewichtszunahme (Abb. 41).

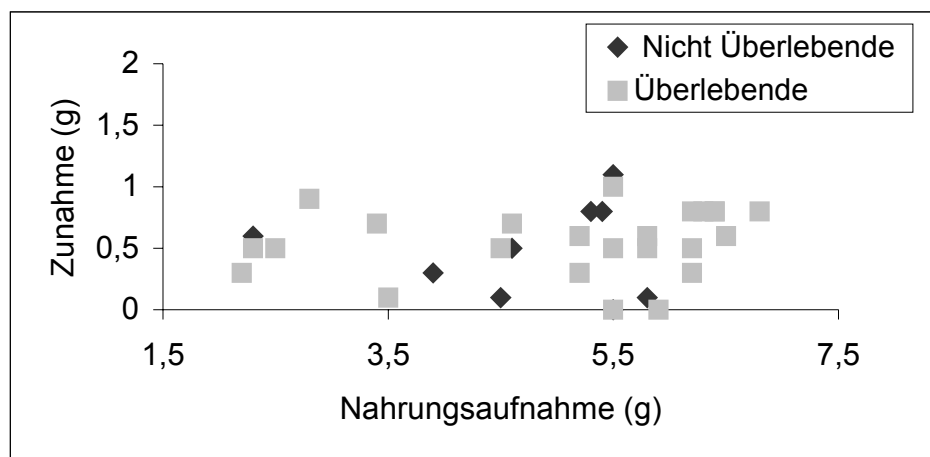


Abbildung 40: Abhängigkeit von Nahrungsaufnahme und Gewichtszunahme bei den überlebenden ($n = 25$; $r = 0,21$; $p = 0,16$) bzw. nicht überlebenden ($n = 9$; $r = 0,01$; $p = 0,49$) Jungtieren.

Insgesamt haben 24 von 35 Jungschlangen ihren ersten Winter überlebt, das entspricht einer Wintermortalität von 31 %. Schließt man die im Sommer und Herbst verstorbenen Jungtiere

mit ein, so ergibt sich eine Gesamtmortalität der juvenilen *C. austriaca* im 1. Lebensjahr von 37 %.

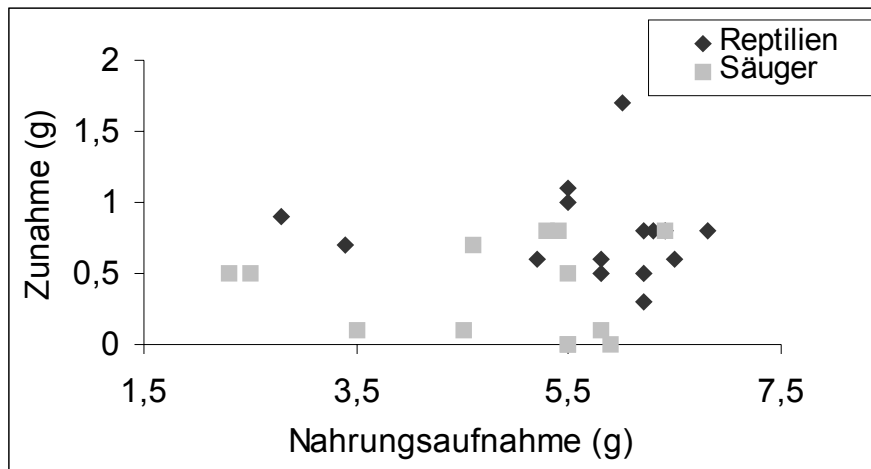


Abbildung 41: Abhängigkeit von Nahrungsaufnahme und Gewichtszunahme bei den Futtergruppen Reptilien (n = 15; r = -0,08; p = 0,38) und Säuger (n = 13; r = -0,04; p = 0,44).

3.7 Nahrungsbasis

3.7.1 Blindschleiche

3.7.1.1 Verbreitung im Lechtal

2001 gelang es mit Hilfe der ausgelegten Schlangenbretter insgesamt 206 Individuen von *A. fragilis* nachzuweisen, 2000 waren es ohne Bretter 53 Tiere. Eine detailliertere Übersicht über die Verbreitung im Lechtal gibt Tabelle 26.

Tabelle 26: Zahl der gefundenen Blindschleichen in den Untersuchungsgebieten, getrennt nach Alter und Geschlecht. Erste Zahl: 2000; zweite Zahl: 2001. Fundp.: Stellen, an denen im jeweiligen UG *L. agilis* erfasst wurde.

UG	Gebiet	adulte ♂♂	adulte ♀♀	adulte?	Semi- adulte	juvenile	Fundp.
1	Rain	1/-	1/-	-	-	-	2/-
2	Ellgau	1/1	1/2	-	-	-	2/3
3	Gersthofen	-/1	-/1	-	1/-	-	1/2
4	Augsburg	7/2	4/14	1/4	3/19	9/-	11/31
4a	Kissinger Heide	-/22	-/40	-/7	-/26	-/-	-/25
5	Merching	1/-	-/1	-/-	-/-	-/-	1/1
6	Unterbergen	2/12	9/21	2/4	-/13	-/4	7/35
7	Prittriching	-/5	-/4	2/-	-/1	-/-	2/9
8 und 8a	Schwabstadl	1/-	-/1	2/-	6/-	-/-	9/1
	GESAMT	13/43	15/84	7/15	10/59	9/4	35/107

Die Blindschleiche ist also im Lechtal weit verbreitet und besitzt ihre größten Vorkommen in den UG Augsburg, Kissinger Heide und Unterbergen.

Das Geschlechterverhältnis lag 2000 bei 1: 1,15 (♂/♀) und 2001 bei 1: 1,95 (♂/♀) für das gesamte Lechtal, wobei die Verhältnisse in den einzelnen UG stark schwankten (Spannweite: 1,75:1 bis 1:7)

3.7.1.2 Habitatwahl

Die Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre sind auf Grund der unterschiedlichen Methodik kaum vergleichbar, weshalb hier vor allem auf die umfangreicheren Befunde des Jahres 2001 eingegangen werden soll.

Bei den Kleinstrukturen dominieren methodenbedingt die Funde unter den Brettern (an 68 % aller Fundpunkte). Zusätzlich ergaben sich noch 11 % der übrigen Funde unter natürlichem Totholz. Ansonsten bestätigt sich das Muster des ersten Untersuchungsjahres (%- Angaben ohne Bretter berechnet): Rohbodenflächen (57 %), Altgrasbüschel (17 %) und Moospolster (2 %) bleiben bei den „natürlichen“ Kleinstrukturen die für *A. fragilis* bedeutendsten. (2000: Rohboden 31 %, Altgras 23 %, Moospolster 18 %, Totholz 14 %).

Betrachtet man sich die Lebensraumtypen der Fundorte in den beiden Untersuchungsjahren, so fällt 2001 der höhere Anteil der „Heide“flächen und der niedrigere Anteil der Wegränder auf (Tab.27), ansonsten gibt es kaum gravierende Differenzen zwischen den beiden Jahren. Das Ergebnis ist aber entscheidend durch die hohe Zahl der unter Brettern gefundenen Blindschleichen geprägt, die vor allem auf den „Heide“flächen ausgelegt wurden. Deswegen wurde außerdem angegeben, wie das Bild ohne diese Methode ausgesehen hätte und hierbei ergeben sich als bedeutende Veränderungen, dass die flussnahen Lebensraumtypen geringer repräsentiert sind, aber sehr viel mehr Tiere auf den Wald- und Feldwegen gefunden wurden.

Tabelle 27: Lebensraumtypen an den Fundpunkten der Blindschleiche (Funde: n₂₀₀₀ = 41, n_{2001 mit Brettern} = 255; n_{2001 ohne Bretter} = 81)

Lebensraumtyp	Anteil (%) 2000	Anteil (%) 2001, mit Brettern	Anteil (%) 2001, ohne Bretter
„Heide“	24	72	12
Wege u. Pfade	2	11	35
Wegränder	39	10	31
Hecken	0	2	7
Damm	5	2	5
Uferbefestigung	7	0	0

Aussagekräftiger ist in diesem Fall die Gesamtbetrachtung der Lebensraumtypen am Fundort selbst und der unmittelbaren Umgebung (Tab.28). Auf eine Auftrennung der Daten in „mit Brettern“ und „ohne Bretter“ wurde hier verzichtet.

Tabelle 28: Gesamtbetrachtung der erfassten Lebensraumtypen ($n_{2001} = 741$, bzw. $n_{2000} = 153$) an den Fundpunkten ($n_{2001} = 255$, bzw. $n_{2000} = 41$) der Blindschleiche und deren Umgebung.

Lebensraumtyp	Anteil (%) 2000	Anteil (%) 2001,
„Heide“	37	83
Wege u. Pfade	51	59
Wegränder	51	11
Hecken	41	82
Damm	41	13
Uferbefestigung	17	2
Kiefernwald	32	43
Mischwald	2	27
Auwald	24	14
Fließgewässer	44	12
Wiese	1	8
Graben	0	8

Hier zeigt sich in beiden Jahren deutlich die Bedeutung der Hecken bzw. Gebüsch, der einzelnen Waldtypen, aber auch der Wege und Pfade für die Blindschleiche. Dadurch bestätigt sich der Eindruck des ersten Untersuchungsjahres, als es ebenfalls Hecken, Wege und Wälder waren, die die Lebensräume der Blindschleiche prägten. Der Anteil der offenen „Heide“-flächen ist 2001 wieder methodisch bedingt deutlich höher als 2000.

3.7.1.3 Populationsstruktur

Wie Abb.41 zeigt, sind die Größenklassen beinahe alle gleich häufig vertreten. Lediglich die

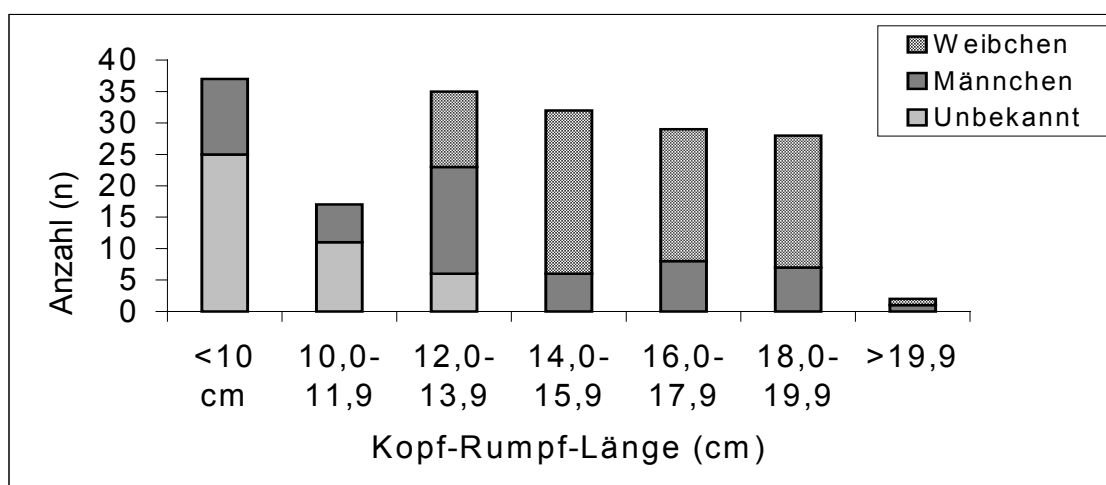


Abbildung 42: Verteilung der Größenklassen (Kopf- Rumpf- Länge) der Blindschleiche im Jahr 2001 (n = 180)

Tiere mit einer Kopf-Rumpf-Länge zwischen 10 und 12 cm sind etwas unterrepräsentiert. Weibchen sind als solche erst ab 12 cm eindeutig zu bestimmen, ihr Anteil an größeren Tieren ist eindeutig höher als der der Männchen ($\chi^2 = 41,9$; DF = 6; $p < 0,01$). Blindschleichen mit einer KRL über 20 cm sind sehr selten.

3.7.1.4 Bedeutung für die Schlingnatter

Vergleicht man die Vorkommen von *C. austriaca* und *A. fragilis* (Tab. 29), so erkennt man, dass an allen Vorkommen der Schlingnatter auch Blindschleichen anzutreffen waren. Über Meitingen und Kaufering liegen keine Informationen vor, da diese Fundpunkte außerhalb der UG liegen. Besonders in den südlichen UG- also in den Schwerpunktorkommen der Schlingnatter- ist die Blindschleiche als häufig zu bezeichnen. Vier der im UG 7 gefangenen Schlingnattern würgten in Gefangenschaft erbeutete Nahrungstiere wieder aus. Es handelte sich dabei um 4 Blindschleichen, und zwar um ein juveniles, zwei mittelgroße und ein sehr großes (Gesamtlänge ca. 40 cm) Tier.

Das erste Weibchen der Blindschleiche gebar am 29.07.2001, das letzte am 25.11.2001. Die durchschnittliche Wurfgrößen lag bei $11,9 \pm 3,1$; Spannbreite: 6-18) Jungtieren. Die durchschnittliche Kopf-Rumpf-Länge (KRL) der Jungtiere lag bei $4,44 \text{ cm} \pm 0,19$, die durchschnittliche Schwanzlänge (SL) bei $4,13 \text{ cm} \pm 0,28$. Die Jungtiere waren im Durchschnitt $0,54 \text{ g} \pm 0,07$ schwer.

Tabelle 29: Syntope Vorkommen von Schlingnatter, Blindschleiche und Zauneidechse. + = Vorkommen, ++ = großes Vorkommen (ab 10 Individuen)

UG	<i>C. austriaca</i>	<i>A. fragilis</i>	<i>L. agilis</i>
Meitingen	+	?	?
Stettenhofen	+	+	+
Gersthofen	+	+	++
Stadtwald	+	++	++
Kissing	+	++	+
Merching	++	+	+
Unterbergen	++	++	++
Prittriching	++	++	++
Scheuring	+	+	+
Schwabstadl	+	+	+
Kaufering	+	?	?

Nimmt man die nach der Schnabel- Binominal- Schätzung berechnete Gesamtgröße der *A. fragilis*- Population im UG 6 von 226 (95 %- Vertrauensbereich: 94-662) zu Hilfe, so ergibt sich eine Zahl von 56 (23-166) trächtigen Weibchen in der für die Blindschleiche bearbeiteten

Fläche. Auf die Größe des Schlingnatternlebensraums bereinigt ergeben sich danach 32 (13-95) trächtige Blindschleichenweibchen, bei einer Individuendichte von ca. 7 ha⁻¹.

Im UG 7 beträgt die Zahl der gefundenen Weibchen lediglich 4.

Die größte berechnete Individuendichte erreichte die Blindschleiche in der Kissinger Heide (13 ha⁻¹).

3.7.2 Zauneidechse

3.7.2.1 Verbreitung im Lechtal

Im gesamten Projektgebiet konnten im Jahr 2000 227 und 2001 241 Zauneidechsen an insgesamt 325 Fundpunkten beobachtet werden. Die vorliegenden Zahlen zeigen, dass die Zahl der erfassten Tiere in den beiden Untersuchungsjahren für das gesamte Projektgebiet insgesamt annähernd gleich groß war, es jedoch in den einzelnen Untersuchungsgebieten zu zum Teil deutlichen Schwankungen zwischen den beiden Jahren, vor allem bei den Jungtieren, gekommen ist (Tab.30). Insgesamt ist die Zauneidechse dennoch zusammen mit der Blindschleiche das häufigste Reptil im Lechtal und sie konnte noch in allen Untersuchungsgebieten nachgewiesen werden, jedoch ist die Verteilung der Individuen auch innerhalb der einzelnen Untersuchungsgebieten sehr unterschiedlich.

Tabelle 30: Zahl der gefundenen Zauneidechsen, getrennt nach Alter und Geschlecht, die erste Zahl stellt das Ergebnis für das Jahr 2000 dar, die zweite für 2001

Gebiet	adulte ♂♂	adulte ♀♀	Adulte ?	semiadulte	juvenile
Rain	7/8	7/7	0/4	10/5	0/11
Ellgau	3/1	1/1	0/2	3/2	0/1
Gersthofen	4/4	4/1	0/1	5/6	3/0
Augsburg	24/38	32/30	4/16	22/20	16/6
Merching	0/0	0/0	0/0	2/0	2/1
Unterbergen	4/12	3/7	0/5	5/5	5/11
Prittriching	8/4	9/11	3/6	9/7	9/0
Schwabstadl	8/4	5/2	2/0	7/1	1/1

3.7.2.2 Habitatwahl

Bei der Analyse der Kleinstrukturen (beide Jahre zusammengefasst) fällt auf, dass an den 462 Fundpunkten 108 mal keine Struktur (23 %), 236 mal eine Struktur (51 %), 111 mal zwei Strukturen (24 %) und neun mal (2 %) mehr als zwei Strukturen aufgenommen wurden, insgesamt also 485 Kleinstrukturen ($1,0 \pm 0,7$ pro Fundpunkt). Bezogen auf die 462 Fundpunkte ergibt sich folgende relative Häufigkeit der einzelnen Strukturelemente: Altgras

(49 %), Rohboden (27,5 %), Totholz (14 %), Steine (4 %), Laubhaufen und Einzelgebüsche (je 1,5 %) und sonstige (insg. 6 %).

Neben den charakteristischen Offenflächen der „Heide“ (Tab. 31)- hier ist die Zauneidechse das häufigste Reptil- und der offenen Dämme sind es die Ökotope wie Hecken und

Tabelle 31: Lebensraumtypen an den Fundpunkten der Zauneidechse (n = 462) und in deren Umgebung (n = 1802 Habitate)

Lebensraumtyp	Anteil (%) Fundpunkte	Anteil (%) Umgebung
„Heide“	30,1	51,0
Wegrand	16,9	16,9
Damm	10,4	24,2
Hecke	8,9	61,3
Waldrand	7,6	16,2
Moor	6,1	10,4
Rohbodenfläche	5,8	5,8
Uferbefestigung	5,6	10,4
Milit. Anlage	3,5	7,8
Wege		51,7
Auwald		31,8
Kiefernwald		28,6
sonstige	5,2	

Wegränder (mit vielen Kleinstrukturen als Versteckmöglichkeit und zur Thermoregulation, aber auch als Wandertrassen), die als Lebensräume für die Zauneidechse von großer Bedeutung sind. Allgemein kann festgestellt werden, dass *L. agilis* in einer Vielzahl unterschiedlicher Lebensräume angetroffen werden kann. In der Gesamtbetrachtung, der Habitattypen direkt an den Fundpunkten sowie in deren näherer Umgebung

zeigt sich am besten, wie die typischen *L. agilis*- Lebensräume zusammengesetzt sind. Hier erfolgt in vielen Fällen eine deutliche Änderung in der Bedeutung der einzelnen Habitattypen. Es sind vor allem drei Habitattypen, die stark dominieren: Hecken (61 %) Waldwege (52 %) und „Heide“ (51 %) können jeweils an mehr als der Hälfte der Fundpunkte angetroffen werden (Tab.31), während Auwälder an knapp einem Drittel der Fundpunkte und Kiefernwälder und Dämme immerhin noch an über 20 % der Fundpunkte zu finden sind.

3.7.2.3 Populationsstruktur

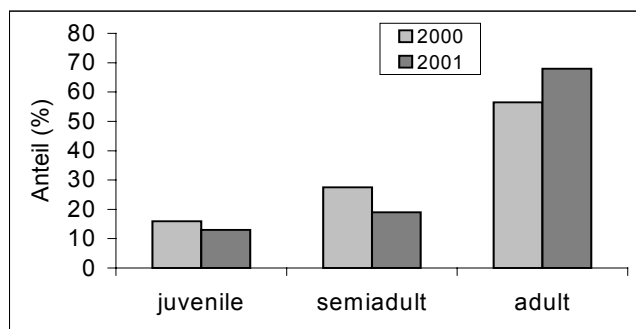


Abbildung 43: Populationsstruktur der Zauneidechse 2000 (n = 229) und 2001 (n = 241).

Bei der Einteilung der Eidechsen in die drei Altersklassen ist zu beachten, dass nur Jungtiere bis zum ersten Winter als juvenil bezeichnet wurden, schon im ersten Frühjahr, also im Alter von ca. 9 Monaten werden die Tiere als semiadult eingestuft. Dies geschah im Hinblick auf die Bewertung der einzelnen

Zauneidechsenvorkommen für die Schlingnatter. Demnach waren 13- 16 % der beobachteten Zauneidechsen juvenil, 19- 27,5 % semiadult und 56,5- 68 % adult (Abb.42). Die Unterschiede zwischen den beiden Jahren sind gering. Auffällig ist aber, dass in den einzelnen UG der Anteil der einzelnen Altersklassen doch erheblich schwanken kann (Tab.30), so dass sich der Altersaufbau der jeweiligen Populationen sehr schnell verändern kann und nicht stabil ist. Nur im Stadtwald und im UG Unterbergen wurden in beiden Jahren eine relevante Anzahl an juvenilen Zauneidechsen gezählt, in allen anderen UG nur in einem der beiden Jahre.

3.7.2.4 Bedeutung für die Schlingnatter

Wie Tab.29 zeigt, ist die Zauneidechse ebenso wie die Blindschleiche in den Lebensräumen der Schlingnatter relativ häufig zu finden. Aber nur im Stadtwald Augsburg und den UG 6 und 7 scheint die Eidechsendichte für den dauerhaften Erhalt einer größeren Schlingnatterpopulation ausreichend hoch zu sein. Die dort gezählten 30, 7 bzw. 11 adulten Weibchen produzieren bei einer durchschnittlichen Gelegegröße von 10 Eiern 300, 70 bzw. 110 Jungtiere pro Jahr (das ist überall weit mehr als tatsächlich gezählt wurden). Addiert man diese Zahl zu der oben berechneten Zahl an juvenilen Blindschleichen, so erhält man insgesamt 206 Jungtiere beider Arten im UG 6 und 136 im UG 7. Im Augsburger Stadtwald errechnet sich so die Anzahl von 391 Jungtieren.

3.7.3 Schlangen

Auch die beiden anderen am Lech vorkommenden Schlangenarten, nämlich Kreuzotter (*Vipera berus*) und Ringelnatter (*Natrix natrix*) sind in den Untersuchungsgebieten am Lech relativ häufig mit der Schlingnatter im selben Lebensraum anzutreffen (Tab.32) und nutzen

Tabelle 32: Syntope Vorkommen von Schlingnatter, Ringelnatter und Kreuzotter

Untersuchungsgebiet/Art	<i>C. austriaca</i>	<i>N.natrix</i>	<i>V. berus</i>
Meitingen	+	-	-
Stettenhofen	+	-	-
Gersthofen	+	+	-
Stadtwald Augsburg	+	+	+
Kissinger Heide	+	+	-
Merching	+	+	+
Unterbergen	+	+	+
Prittriching	+	+	+
Scheuring	+	+	+
Schwabstadl	+	+	+
Kaufering	+	-	-

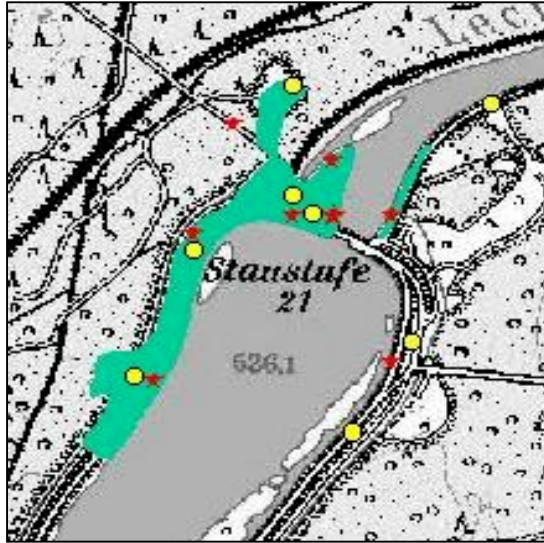


Abbildung 44: Syntopes Vorkommen von *C. austriaca* (grüne Fläche) mit *N. natrix* (rote Sterne) und *V. berus* (gelbe Kreise) an der Staustufe 21.

dort vielfach die gleichen Habitattypen und Kleinstrukturen (Abb. 43).

Oft sind Individuen von zwei oder drei Arten gemeinsam anzutreffen (sehr häufig: *C. austriaca* mit *N. natrix*, etwas seltener: *C. austriaca* mit *N. natrix* und/oder *V. berus*). Insbesondere in den untersuchten Flächen südlich von Augsburg (inkl. Stadtwald) ist die Individuenzahl der beiden mit *C. austriaca* syntop vorkommenden Schlangen beträchtlich (v.a. der Ringelnatter) und übersteigt insgesamt an manchen Standorten sogar die der Zauneidechse (z.B. im UG 5). Gerade an den Staustufen Unterbergen und Prittriching wurden

relativ viele juvenile Ringelnattern gezählt (31 bzw. 29 in 2000 und 2001) und auch die Kreuzotter hat hier einige Brutplätze (UG Unterbergen: 9 Jungtiere, UG Prittriching: nur 3 Jungtiere, aber 13 adulte Weibchen). Die Zahl der tatsächlich hier geschlüpften bzw. geborenen Jungschlangen dürfte noch wesentlich höher liegen (in beiden UG wird die Zahl der *N. natrix*- Schlüpflinge 300 kaum unterschreiten (kalkuliert man mit 10 Gelegen aus je 30 Eiern) sowie die Zahl der neugeborenen *V. berus* etwa bei etwa 35- 49 liegen (7 Jungtiere pro trächtiges Weibchen).

Addiert man alle juvenilen Reptilien, die den Schlingnattern in ihren Kernlebensräumen als Nahrung zur Verfügung stehen könnten, so erhält man an der Staustufe 22 etwa 1000 (400 *A. fragilis* + 300 *Lacerta agilis* + 300 *Natrix natrix* + 35 *Vipera berus*) und an der Staustufe 21 etwa 500 (50 *A. fragilis* + 110 *Lacerta agilis* + 300 *Natrix natrix* + 50 *Vipera berus*).

3.7.4 Kleinsäuger

Im Untersuchungsjahr 2001 wurden in den Röhrenfallen insgesamt 5 Kleinsäugerarten in den

Tabelle 33: Verbreitung der Kleinsäuger in den Untersuchungsgebieten

Art/ UG	4	4a	6	7	8
Zwergspitzmaus (<i>Sorex minutus</i>)				+	
Waldspitzmaus (<i>Sorex araneus</i>)		+		+	
Gelbhalsmaus (<i>Apodemus flavicollis</i>)					+
Waldmaus (<i>Apodemus sylvaticus</i>)	+				
Rötelmaus (<i>Clethrionomys glareolus</i>)	+		+	+	+



Abbildung 45: Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*)

zur Verfügung. Feldmäuse konnten in den Fallen gar nicht nachgewiesen werden, während die Rötelmaus (Abb. 44) in beinahe allen Untersuchungsgebieten gefunden werden konnte.

südlichen Untersuchungsgebieten gefunden (siehe Tabelle 33); in den Gebieten nördlich von Augsburg wurden dagegen gar keine Kleinsäuger festgestellt. Aus diesen UG liegen auch keine Informationen über tote Spitzmäuse o.a. vor. Im Süden fällt auf, dass in den UG mit den größten Schlangenvorkommen auch gute Kleinsäugerbestände zu finden sind. Vor allem Spitzmäuse stehen den Schlingnattern an der Staustufe 21 in größerer Zahl als Beute

4 Diskussion

4.1 Verbreitung

Die Schlingnatter ist über ganz Europa bis zum Ural und in den Kaukasus verbreitet (ENGELMANN 1988). In diesem Areal besiedelt sie eine Vielzahl von Lebensräumen, wobei ihre Plastizität auch zu ihrer weiten Verbreitung beitragen dürfte. Allerdings zeigt eine Reihe neuerer Arbeiten, dass sich hinsichtlich der Habitatwahl auch regionaltypische Aspekte ergeben können (England: GODDARD 1984, SPELLERBERG & PHELPS 1977, Schweden: ANDREN & NILSON 1976, 1979, Niederlande: STRIJBOCH & VAN GELDER 1993, Italien: LUISELLI ET AL. 1996, Portugal: MALKMUS 1995, Spanien: RUGIERO ET AL. 1995, Liechtenstein: KÜHNIS 1996, Schweiz: MONNEY ET AL. 1995, Österreich: CABELA ET AL. 2001, Weißrussland: DROBENKOV 1999). Diese Ergebnisse zeigen, dass sich für die Konzeption von regionalen Schutzmaßnahmen, wie dies im E+E-Projekt der Fall war, als Grundlage zunächst die lokalen Verbreitungsmuster und die regionalspezifischen Lebensräume und Strukturen (Mikro- und Makrohabitate) genauer analysiert werden müssen. In Süddeutschland war die Art bisher nur selten Gegenstand intensiver Untersuchungen. In der Roten Liste Bayerns (HEUSINGER ET AL. 1992) wird die Schlingnatter ebenso wie in der bundesdeutschen Version (BLAB ET AL. 1994) in Kategorie 3 (Gefährdet) geführt. Für den südbayerischen Raum liegt bisher nur die kurze Zusammenfassung von ABMANN ET AL. (1993) vor, in der die Schlingnatter für das Lechtal als selten eingestuft wird. BAUER (1995) listet für einen Bereich, der ungefähr dem Projektgebiet entspricht zwischen 1985 und 1995 insgesamt nur Beobachtungen an 19 Fundpunkten auf und kommt daher zu dem Schluss, dass die Schlingnatter im Lechtal vom Aussterben bedroht sei. KUHN (1984) spricht von einem dramatischen Rückgang der Art am gesamten Lech. Für den nördlichen Lech nennen dieselben Autoren (BAUER & KUHN 2001) nur noch drei Fundpunkte. Auf Grund der nun vorliegenden gesicherten Daten kann das Vorkommen von *C. austriaca* am Lech neu eingeordnet werden: Nördlich von Augsburg ist sie tatsächlich sehr selten und kommt nur in kleinen, wahrscheinlich voneinander isolierten Populationen vor (Gersthofen, Stettenhofen und Meitingen). Auch wenn die Schlingnatter auf Grund ihrer Lebensweise häufig übersehen wird, so ist doch klar, dass bei zweijähriger intensiver Bearbeitung größere Populationen nicht unbemerkt geblieben wären. So muss das Vorkommen bei Rain (SAMPER, mdl.) vorläufig als erloschen gelten. Südlich von Augsburg ist die Schlingnatter dagegen noch regelmäßig anzutreffen. Sie besiedelt beinahe alle Dämme in der Umgebung der Staustufen 18- 23, sowie weite Teile der Aue zwischen der Staustufe 23 und der B 300. Fast immer werden zumindest

an den Staustufen selbst beide Lechufer besiedelt. Dies kann möglicherweise als Hinweis darauf gelten, dass diese als Wandertrasse über den Lech genutzt werden. Offensichtlich ist die Schlingnatter- ähnlich wie die anderen Schlangen im Projektgebiet- relativ eng an die Lechaue gebunden. Funde außerhalb der engen Aue sind dem entsprechend sehr selten.

Wichtig für die Interpretation der gewonnenen Daten ist die Frage, wie oft die einzelnen Individuen wieder gefunden werden. Trotz intensiver Suche in beiden Jahren wurden in den UG am Lech 49 % aller bekannten Individuen nur ein einziges Mal beobachtet (Tab.5). Damit lag die Wiederfundrate weit über den 21,2 % die GOMILLE (2002) bei seiner Untersuchung an der Äskulapnatter (*Elaphe longissima*) erhielt. Es ist aber auch wichtig zu erkennen, dass die Dauer des Projekts für die Zahl der Wiederfunde entscheidend ist. So wurden im zweiten Untersuchungsjahr viele Individuen zumindest einmal wieder beobachtet, von denen auch aus dem ersten Jahr nur eine Beobachtung vorlag.

4.2 Habitatwahl

Für den Erhalt einer Art ist es von großer Bedeutung, ihre Lebensraumansprüche möglichst genau zu kennen. Deshalb wurde darauf in diesem Projekt besonders Wert gelegt. Zunächst ist es wichtig, die methodisch unterschiedlich gewonnenen Ergebnisse hinsichtlich ihrer Bedeutung richtig einzuordnen. Die Lebensraumtypen am Fundort selbst (Tab.6) werden natürlich von relativ leicht zu begehenden und einsehbaren Teilen des Gesamtlebensraums (wie z.B. den Uferbefestigungen) geprägt, während diejenigen Bereiche, in denen sich die Schlangen zwar aufhalten, aber schwer zu finden sind, hier unterrepräsentiert sind (z.B. Hecken und Auwälder). Erwartungsgemäß rücken diese Habitattypen in der zweiten Betrachtungsweise, die die Umgebung der Fundpunkte mit einbezieht, in den Vordergrund (Tab.8). Die dritte Methode, die angewandt wurde, nämlich die Berechnung der Anteile der Habitattypen an den besiedelten Flächen mit ArcView hat den Vorteil, dass die Gesamtfläche betrachtet wird, die von allen Tieren an einem Lebensraum genutzt wird. Mehrfachbeobachtungen am gleichen Ort gehen hier nur einmal ein (Tab.11). Ein Nachteil ist dafür, dass Teilflächen mit einbezogen werden, die zwar in der Mitte der Gesamtfläche liegen, von den Tieren aber mit großer Wahrscheinlichkeit gar nicht genutzt werden (z.B. Straßen). Allerdings sind die Unterschiede zwischen diesen beiden Auswertungsmethoden relativ gering im Vergleich zu den großen Differenzen zwischen den Anteilen der Habitattypen in den Gesamt- UG. Es gibt zahlreiche Arbeiten, die regionaltypische Unterschiede in den Lebensräumen der Schlingnatter und deren Plastizität belegen. Gemeinsam ist allen Lebensräumen aber- und da bilden auch die Habitate am Lech keine Ausnahme- der offene (z.B. die Lechheiden) bis halboffene (z.B. die Dämme) Charakter mit

eingestreuten Elementen, die den Reptilien als Rückzugsraum dienen (Hecken, Waldrand). Idealerweise bilden möglichst viele Lebensräume ein vielteiliges Mosaik (z.B. GÜNTHER & VÖLKL 1996). Besonders auffällig ist der Unterschied zwischen Schlingnatterlebensraum und Umgebung bei den Habitattypen "Heide" und Gehölzgruppe/Hecke, die beide von den Schlangen deutlich präferiert werden (Tab.11). Schon zwischen den einzelnen UG im Lechtal zeigen sich Unterschiede hinsichtlich der Bedeutung der einzelnen Habitate (Tab. 9). Von allen Waldtypen ist die Schlingnatter nur in den lichten Auwäldern und den Resten der Schneeheide- Kiefernwälder zu finden, während sie dichtere (und damit dunklere) Wälder, wie Fichtenforste meidet. Dagegen entfallen in den ostdeutschen Lebensräumen 33,3 % der Fundpunkte auf Nadelwälder (SCHIEMENZ & GÜNTHER 1994), was darauf hindeutet, dass Wälder als Lebensräume durchaus geeignet sein können, wenn sie eine gewisse Strukturdiversität aufweisen (also lichte, sonnige Stellen und Bodenvegetation aufweisen). In anderen Teilen ihres Verbreitungsgebietes bewohnt *Coronella austriaca* durchaus unterschiedliche Habitate, so fanden ANDREN & NILSON (1979) die Art in Schweden in Gras- und Moorland mit mittlerem Waldanteil auf felsigem oder sandigem Untergrund. HOFER (2001) nennt als wichtigste Fundpunkte in der Schweiz trockene Fels-, Schutt- und Geröllflächen, PATZER (1991) fand *C. austriaca* auf Rügen in grasigem Kiefernhochwald; in Norddeutschland (PODLOUCKY & WAITZMANN 1993) wie auch Südengland (SPELLERBERG & PHELPS 1977) ist sie vor allem in offenen Heideflächen und degenerierten, ausgetrockneten Mooren zu finden, während CLAUSNITZER (1989) für den Landkreis Celle vor allem Wald- und Moorränder nennt. In Nordbayern besiedelt die Schlingnatter vor allem südexponierte Hanglagen mit Magerrasen, Gebüsch oder an Wald grenzend (VÖLKL 1991). In Südbayern ist die Bandbreite der besiedelten Habitate generell sehr groß, ein typischer Vegetationstyp läßt sich dabei nicht herausstellen (ASSMANN ET AL. 1993). Wie diese kurze Auswahl zeigt, ist *C. austriaca* bei der Habitatwahl keineswegs eng beschränkt, sondern besiedelt vielmehr eine bunte Palette verschiedener Lebensräume, die sich regional stark unterscheiden können. Dies zu berücksichtigen ist besonders wichtig im Hinblick auf regional zu planende Schutzmaßnahmen, für die es eben nicht genügt, Literaturangaben ungeprüft zu übernehmen. Wie die Untersuchung zeigte, sind neben dem Vorhandensein unterschiedlichster Teillebensräume vor allem die linienhaften Elemente wichtig (Tab.12), weil sie die Grenzliniendichte der Flächen erhöhen (Tab.13), die als weiteres wichtiges Charakteristikum gelten dürfen und möglicherweise ein geeignetes Maß für die Beurteilung der Qualität eines Lebensraums für Schlangen (insbesondere für *C. austriaca*) darstellt. Je höher die Grenzliniendichte ist, desto mehr verschiedene Kleinklimata entstehen z.B. auf einer Fläche.

Davon profitieren neben den Schlangen direkt natürlich viele andere Tierarten, darunter auch die Beutetiere der Schlingnatter. Grenzlinien gibt es aber nicht nur zwischen offenen und nicht offenen Habitaten, sondern auch zwischen verschiedenen Offenlandlebensräumen, was zur Ausbildung vielgestaltiger Ökotope führen kann, die für die Reptilienfauna wichtige Elemente in ihren Lebensräumen darstellen. Das aktuelle Vorkommen der Schlingnatter sowie ihre Habitatwahl wird besser verständlich, wenn man die Landschaftsgeschichte detailliert betrachte. Primärer Lebensraum für alle Reptilien war bis zur Regulierung des Lechs in den letzten gut 100 Jahren das vom Fluß gestaltete Umland mit vielen offenen und halboffenen Sukzessionsflächen unterschiedlichen Alters, die durch das Hochwasser immer wieder neugeschaffen wurden. Auf diesen Flächen waren sowohl Zauneidechsen als wichtige Beutetiere, als auch elementare Strukturelemente, wie Totholz oder Felsen in größerer Zahl vorhanden. Das Totholz spielt für Reptilien in Flußauen eine wichtige Rolle, da es einerseits auf Grund seiner Wärmespeicherung zur Thermoregulation bevorzugt aufgesucht wird, andererseits für Ringelnatter und Zauneidechse Eiablageplätze darstellt. Wichtig für die Schlingnatter sind auch Rohbodensituationen und Steinhäufen, die als Tagesverstecke, aber auch zur Thermoregulation dienen. Heute übernehmen diese Rolle z.T. die Steinhäufen (häufig als steinerne Uferbefestigung), sowie Rohbodensituationen als Folge der anthropogenen Eingriffe an den Lechstauflächen. Auch FELLEBERG (1981) fand die Schlingnatter in Westfalen vor allem an vegetationsfreien Stellen. Interessant scheint in diesem Zusammenhang die Tatsache, dass die beiden syntopen Schlangenarten Ringelnatter (*Natrix natrix*) und Kreuzotter (*Vipera berus*), die vielfach innerhalb weniger Quadratmeter gemeinsam angetroffen werden können (vgl. auch BIELLA ET AL. 1981), sich bei der Wahl ihrer bevorzugten Kleinstrukturen unterscheiden. Für die Kreuzotter sind Altgrasbüschel wichtigstes Strukturelement, während die Ringelnatter gleichermaßen an Rohboden, Steinen und Altgras zu finden ist. Die Flexibilität der Schlingnatter ist aber auch hier wieder sehr groß (Tab.14): so werden in den südlichen Untersuchungsgebieten 5- 8 jeweils andere Kleinstrukturen bevorzugt. In den ausgeräumten Heideflächen und an den Dämmen fehlen all diese Strukturelemente weitgehend. Dies mag ein Grund dafür sein, dass die meisten Beobachtungen an den steinernen Uferbefestigungen gelangen, die den Tieren neben den zahlreichen Versteckmöglichkeiten auch optimale Sonnenexposition bieten können, und auch von der Ringelnatter zu bestimmten Zeiten (z.B. Häutung) besonders häufig besucht werden. In manchen Lebensräumen (UG 5 und 8) scheinen diese Teilelemente von herausragender Bedeutung zu sein, während in den ansonsten großflächigeren und besser strukturierten Habitaten (an den UG 6 und 7) die Uferbefestigungen weniger wichtig zu sein scheinen.

Einen ungefähren Einblick in diesen früher verbreiteten Primärlebensraum der dealpinen Flußaue mit seinen zahlreichen Kleinstrukturen kann man am Lechoberlauf im österreichischen Tirol bei Weissenbach gewinnen. Hier konnten bei einer eigenen Exkursion im Sommer 2001 mehrere Individuen in den kiesigen Sukzessionsflächen gefunden werden (Beschreibung der Fläche bei SCHUBERT 1994), obwohl die Klimabedingungen für die Schlingnatter keineswegs optimal erscheinen: ca. 900 m üNN; Jahresniederschlag ca. 1350 mm (LANDMANN & BÖHM 2001). In den vom Lech geprägten Auen bei Weissenbach sind auch die Amphibien in hoher Arten- und Individuenzahl anzutreffen (LANDMANN & BÖHM 2001), was als eindeutiger Hinweis darauf betrachtet werden kann, dass in großen Flächen, die der natürlichen Dynamik und Sukzession unterliegen für viele Arten- auch mit völlig unterschiedlichen Bedürfnissen- geeignete Lebensräume zur Verfügung stehen. Da der Lech in Bayern durch die Regulierung seine Dynamik inzwischen praktisch völlig eingebüßt hat, gingen auch große Teile der primären Lebensräume für die Schlingnatter verloren. Beim Bau der Lechstautufen wurde wieder große Flächen freigestellt, so dass sich hier an mehreren Stellen eine neue Sukzessionsreihe ausbilden konnte. Durch Pflegemaßnahmen wie Mahd und Beweidung wurden danach vor allem die Lechdäme frei gehalten und dienen der Schlingnatter ebenso wie vielen anderen typische Arten der Lechaue (z.B. der Idas-Bläuling (*Polyommatus icarus*)) als Ersatzlebensräume für die verloren gegangenen Schotterflächen.

4.3 Phänologie

Die Aktivitätsperiode der Schlingnatter am Lech betrug ca. 6 Monate. Damit deckt sich die Länge der Gesamtaktivitätsperiode etwa mit der Aktivitätsperiode im Rheintal in Liechtenstein (KÜHNIS 1996), ist aber deutlich kürzer als am Niederrhein (Angang März-Ende Oktober, GLANDT 1972). ENGELMANN (1993) wie auch GÜNTHER & VÖLKL (1996) geben als durchschnittliche Aktivitätsperiode für Mitteleuropa Ende März/Anfang April bis Ende September/Anfang Oktober an. Das demgegenüber etwas verspätete Auftreten im Lechtal (Ende April) läßt sich durch die vergleichsweise längeren Winter erklären (das Lechtal liegt südlich von Augsburg über 500 m ü. NN); im Jahr 2001 lag kurz vor der ersten Beobachtung noch Schnee. In Österreich treten Schlingnatter oberhalb 500 m ebenfalls erst ab Ende April auf (CABELA ET AL. 2001) und in der Schweiz fanden MONNEY ET AL. (1995) auf 1400 m Höhe die ersten Weibchen nicht vor Anfang Juni. Ob Männchen oder Weibchen längere Aktivitätsphase haben, ist umstritten. Die Spanne war am Lech bei den beobachteten Weibchen (23.04.- 09.10) etwas länger als bei den Männchen (03.05.- 25.09.). Die ersten Ringelnattern waren vergleichsweise ebenso erst Ende März aktiv, während die erste Kreuzotterbeobachtung am Lech vom 13.03.02 datiert. VÖLKL & MEIER (1988) vermuten,

dass die Männchen die Winterquartiere vor den Weibchen verlassen, sie aber auch früher wieder aufsuchen. PHELPS (1978) fand in Südengland die ersten Männchen ebenso etwas früher als die Weibchen, das Gleiche gilt für die Höhenlagen der Schweiz (MONNEY ET AL. 1995). THOMAS (1999) beobachtete in Norddeutschland (Niedersachsen) dagegen die Weibchen früher im Frühjahr und auch noch später im Herbst. Wie sich die Situation am Lech wirklich genau darstellt, kann nicht definitiv geklärt werden, da die Winterquartiere der Schlangen derzeit noch nicht gefunden wurden und das Auftreten der Tiere möglicherweise erst mit einer gewissen Verzögerung bemerkt wurde. Die weitaus meisten Tiere konnten im Juli und August, also den wärmsten Monaten des Jahres beobachtet werden. In diesem Zeitraum werden viele trächtige Weibchen an ihren Sonnplätzen, aber auch viele vagabundierende Männchen beobachtet. Einen ähnlichen Aktivitätsgipfel im Hochsommer findet man z.B. auch in Nordbayern (VÖLKL & MEIER 1988) und den Niederlanden (FRIGGE 2001). Interessanterweise fand THOMAS (1999) die meisten Tiere im September (mehr als doppelt so viele wie im August und Oktober) und nur sehr wenige Beobachtungen gelangen im Frühjahr. Zur Paarungszeit wurden am Lech ebenfalls keine Aktivitätspeaks festgestellt. Es ist zu vermuten, dass sich die Schlangen relativ bald nach der Winterruhe Ende April/Anfang Mai noch in der Nähe ihrer Winterquartiere bzw. ihrer Frühjahrssonnplätze paaren. Wenn die Schlingnattern an ihren Frühjahrssonnplätzen an den Dämmen zu beobachten sind, sind dort auch ihre Beutetiere (insbesondere die Blindschleichen) bereits aktiv.

Die Schlingnatter hat am Lech im Jahresverlauf drei Häutungsphasen: die erste Phase beginnt Ende Mai und dauert bis Mitte Juni, die zweite Phase erstreckt sich von Ende Juli bis Mitte August und die dritte befindet sich in der zweiten Septemberhälfte (Abb.16). Sehr ähnliche Häutungszeiträume, nämlich vom 04.06. – 10.06. und 10.08. – 17.08. beschreiben STRIJBOSCH & VAN GELDER (1993) für niederländische Schlingnattern. Auch für die Äskulapnatter sind zwei solche Häutungsphasen beschrieben (DROBNY 1993). Obwohl es nicht gelang, ein Individuum mehr als zweimal innerhalb eines Jahres bei der Häutung zu beobachten, kann man deshalb davon ausgehen, dass die Schlingnattern sich etwa 2- 3 mal pro Jahr häuten. Etwas öfter könnte dies bei den trächtigen Weibchen geschehen, bei denen zwei unmittelbar aufeinander folgende Häutungen etwa zum Zeitpunkt der Geburt beobachtet wurden. Ähnliche Ergebnisse (2- 3 Häutungen pro Saison) berichten SPELLERBERG & PHELPS (1977) aus Südengland, dagegen häuteten sich die von ZIMMERMANN (1988) in einem baden-württembergischen Weinberg beobachteten Tiere 4-6 mal, was sehr hoch erscheint und evtl. auf methodische Probleme zurückzuführen sein könnte. Diese Unterschiede deuten darauf

hin, dass die Häutungsintervalle bei der Schlingnatter relativ flexibel sind und die Tiere in guten Lebensräumen (mit optimalem Nahrungsangebot, genügend Kleinstrukturen und geeigneter Exposition) schneller heranwachsen können als in Habitaten in denen mindestens ein Faktor das Wachstum verzögert. Eventuell beeinflussen die gleichen Faktoren auch wichtige life-history-Faktoren, wie z.B. das Alter bei der ersten Reproduktion und den Fortpflanzungszyklus). Die Jungtiere häuten sich vor der ersten Überwinterung 1-2 mal. Hierbei war zu beobachten, dass sich die Jungtiere aus dem Jahr 2000 tendenziell zwei mal häuteten, diejenigen aus dem Jahr 2001 dagegen fast ausschließlich einmal. Da die Haltungsbedingungen für alle Tiere in beiden Jahren identisch waren, müssen die Ursachen hierfür möglicherweise in der Menge der von den Muttertieren mitgegebenen Nährstoffe gesucht werden, die in einem guten Jahr (hier: 2000) eventuell deutlich mehr betragen können als in einem schlechten Jahr (2001). Allerdings waren die Geburtsgewichte der jungen Schlangen in beiden Jahren annähernd gleich. Im Gegensatz zu neugeborenen Kreuzottern (VÖLKL & THIESMEIER 2002) häuten sich die Schlingnattern nicht sofort nach der Geburt sondern erst nach über 24 h.

Auffällig ist die Tatsache, dass die Mehrzahl der Beobachtungen zu jeder Jahreszeit in den Vormittags- und Mittagsstunden (9.00- 13.00) stattfand. Besonders im Herbst suchen die Schlangen ihre Sonnplätze nur noch zwischen 9.00 und 16.00 Uhr auf. Aber auch in den Sommermonaten findet man viele Tiere in diesen Stunden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Schlingnattern in dieser Jahreszeit vor allem bei kühlerem Wetter oder nach Regen in der Sonne zu finden ist. An den heißen Sommertagen sind die Tiere kaum offen zu finden, sondern ziehen sich schon in den Morgenstunden in die schattigen Bereiche der Hecken zurück (Beobachtungen an den telemetrierten Tieren belegen dies). Auch SPELLERBERG & PHELPS (1977) fanden in den Monaten Mai und Juni die meisten Schlingnattern zwischen 9.00 und 11.00 beim Sonnenbaden, während ZIMMERMANN (1988) im Sommer von einem Beobachtungsppeak zwischen 11.00 und 13.00 Uhr und im Frühjahr/Herbst zwischen 13.00 und 15.00 berichtet. Am Lech findet man zwar ebenfalls Unterschiede zwischen den Jahreszeiten (Abb.14), doch werden diese hauptsächlich dadurch bedingt, dass das Zeitfenster, in dem Beobachtungen stattfinden, im Sommer viel größer ist als in den anderen Jahreszeiten.

Betrachtet man die Witterungsdaten bei den Schlingnatterbeobachtungen (Abb. 17-19), so kann man zusammenfassend feststellen, dass die Tiere entweder bei klarem Himmel (0-2/8-Bewölkung, vor allem im Frühjahr oder Herbst, nach Regen oder Schlechtwetterphasen) oder bei dichter Bewölkung (7-8/8, vor allem im Sommer) zu finden sind. Eine genauere Aussage

läßt sich hieraus ebensowenig ableiten wie ein vorhersagbares Auffinden der Schlingnatter. VÖLKL & MEIER (1988) vermuten, dass die Tiere im Mai besonders sonnenhungrig sind. SPELLERBERG & PHELPS (1977) fanden Schlingnattern ebenfalls bei fast allen Wetterbedingungen, die meisten interessanterweise bei 3/8- 5/8- Bewölkung, also genau den Bedingungen, bei denen am Lech die wenigsten Schlingnattern gefunden wurden. Die Bodentemperaturen liegen dabei meist zwischen 16 und 23 °C, also etwas niedriger als an den Trockenmauern im von ZIMMERMANN (1988) bearbeiteten Weinberg (18-27 °C). Bei höheren Temperaturen v.a. im Hochsommer sind die Schlingnattern nicht offen zu finden, sondern liegen im Verborgenen, z. B lag das telemetrierte Männchen- Nr.10 mehrere Tage in der dichten Krautschicht innerhalb einer größeren Hecke, als die Temperaturen im Juli 2001 mehrere Tage die 30 °C- Marke überschritten. Der Temperaturunterschied zwischen vorgelagerter Heidefläche und Heckeninnerem lag dabei über 10 °C. Im Sommer fällt es den Schlangen natürlich wesentlich leichter ihre Vorzugstemperatur von ca 30 °C (z.B. SPELLERBERG & PHELPS 1975, BONT ET AL. 1986) zu erreichen, so dass sie sich nie längere Zeit in der Sonne aufhalten müssen. Daraus ergibt sich zwar, wie z.B. von ZIMMERMANN (1988) an Tagen mit über 30 °C Oberflächentemperatur beobachtet, kurzfristig ein bimodales tägliches Aktivitätsmuster, aber da in die Datengrundlagen der Abbildung 18 auch die Beobachtungen bei Schlechtwetterphasen eingehen, läßt sich dies aus den Gesamtdaten nicht mehr ablesen.

Schlingnattern bevorzugen trockenen Untergrund (ca. 64 % der Funde), meiden aber mäßig feuchte Bereiche nicht völlig (im Frühjahr und Herbst annähernd 50 %) und sind auf nassem Untergrund praktisch nie zu finden. Dem entspricht, dass die Beobachtungen beinahe ausschließlich bei trockenem Wetter stattfanden, obwohl einige Tiere, v.a. im Herbst bei einsetzendem leichtem Nieselregen an ihren Sonnplätzen liegen blieben. Dass die Schlingnatter auch feuchtere Lebensräume besiedelt, wird häufig übersehen oder unterschätzt (ENGELMANN 1993), in den dealpinen Flußauen ist dies aber bekanntermaßen nicht selten (ASSMANN ET AL. 1993). Untersuchungen aus Weißrußland zeigen, dass die Schlingnatter auf trockenem Untergrund weniger hohe Individuendichten erreicht als auf gemäßigt-trockenen (DROBENKOV 1999), aber in den humiden Bereichen nicht zu finden ist.

4.4 Raumnutzung

Die telemetrischen Untersuchungen brachten zusammen mit den Fang- Wiederfang- Studien (CMR) wichtige neue Erkenntnisse über das Migrations- und Raumnutzungsverhalten der Schlingnatter. Dennoch sollen an dieser Stelle einige kritische Anmerkungen zur Methodik nicht verschwiegen werden: Viele Schlangen (ca. ein Drittel der gefangenen Tiere)

regurgitierten den Sender innerhalb 24 nach der Applikation, weitere 43 % der restlichen Tiere innerhalb von 5 Tagen. Dies erhöht den Arbeitsaufwand sehr, da es im Freiland meistens nicht festzustellen ist, ob die Sendersignale noch von der Schlange ausgehen oder der Sender ausgespuckt unter einem Stein liegt. Das Abgeben der Sender in schwer erreichbaren Felsspalten stellt natürlich auch einen großen finanziellen Verlust dar. Desweiteren konnten einige Signale nach kürzerer Zeit trotz intensiven Peilungsversuchen nicht mehr empfangen werden. Mögliche Ursachen hierfür sind das rasche unbemerkte Abwandern der telemetrierten Tiere (in einigen wenigen Fällen ist dies nachträglich belegt, in den meisten anderen Fällen aber erscheint es unwahrscheinlich bzw. kann völlig ausgeschlossen werden), das Verdauen der Sender in den Mägen der Tiere (dies sollte durch die Herstellung verhindert werden, scheint aber in einigen Fällen doch möglich zu sein), das Nichttorten der Sender bei bestimmten Bedingungen (dies war wohl das häufigste Phänomen). Besonders der letzte Punkt bereitete die meisten Probleme. So konnte das Signal bestimmter Sender bei feuchtem Wetter definitiv nicht angepeilt werden, wahrscheinlich weil die feuchte Erde das Signal abgeleitet hat, und so keine Antennenfunktion des Tieres möglich war. Ausserdem gab es starke Schwankungen der Ortung in waldreichem oder felsigem Gelände. So bleibt am Ende des Versuchs zwar festzustellen, dass die neuen Ergebnisse nur durch einen hohen Aufwand erhalten werden konnten, die gewonnenen Erkenntnisse diesen Aufwand jedoch rechtfertigen: Die zurückgelegte mittlere Gesamtdistanz von 428 ± 545 m (ohne die beiden Extremwerte von 4,5 und 6,6 km!) liegt über den bisher belegten Ergebnissen (GOODARD (1980): $x = 65$ m, Maximaldistanz: 385 m; SPELLERBERG & PHELPS (1977): $x = 70-80$ m; Maximaldistanz: 130 m; STRIJBOSCH & VAN GELDER (1993): Maximaldistanz: 360 m). Allerdings sind bei der Ringelnatter extrem weite Wanderdistanzen von mehreren Kilometern seit langem belegt (MADSEN 1984) und auch Kreuzottern legen auf ihren Wanderungen vom Frühjahrs- zum Sommerhabitat manchmal über 1000 m zurück (VIITANEN 1967, SCHWARZ 1997). Es liegt nahe, dass die Wanderfähigkeit der Schlingnatter wegen ihrer Lebensweise und auf Grund mangelnder Untersuchungen bisher im Allgemeinen stark unterschätzt wurde oder die Art in linear strukturierten Lebensräumen ein anderes Muster zeigt. Die mittlere Tagesdistanz aller Tiere liegt mit $9,8 \text{ md}^{-1}$ in einem ähnlichen Bereich wie die $10,6 \text{ md}^{-1}$, die LARSSON (1994) in Schweden ermittelte. Der gleiche Autor gibt als maximale Tagesdistanz eines Individuums 284 m an. Am Lech liegt dieser Wert mit ca. 150 m sogar noch etwas darunter. Besonders interessant sind die beiden Tiere, die ihre ursprünglichen Lebensraum an der Staustufe 20 verließen und an die viel weiter nördlich gelegenen Staustufen 21 (Weibchen- Nr.22) bzw. 22 (Männchen- Nr.6) wanderten. Der Grund

für diese extrem weiten Wanderungen bleibt unbekannt. Jedoch ist es auffällig, dass im zweiten Untersuchungsjahr an der Staustufe 20 überhaupt nur noch einmal eine Schlingnatter gefunden wurde. Möglicherweise war das Nahrungsangebot an dieser Staustufe zu gering geworden (die Zahl an gefundenen Zauneidechsen und Blindschleichen ging ebenfalls zurück), so dass die Schlangen auf der Suche nach nahrungsreicheren Gebieten nach Norden abwanderten. Die grundsätzliche Struktur der Schlingnatterhabitate ist- durch die Lechdämme geprägt- sehr linear, d.h. die geeigneten offenen Habitate befinden sich fast ausschließlich in einer Nord-Süd-Achse. Dadurch wird ein möglicherweise zielloses Umherstreifen einer Schlange leicht zu einer weiten Wanderung. Dass sich die Schlingnattern auch innerhalb eines geschlossenen Lebensraums über weite Strecken bewegen, beweist eindeutig das telemetrierte Männchen- Nr.10, das in ca. 4 Monaten mindestens 2,4 km innerhalb seiner 3 ha großen home- range wanderte. Bei Männchen-Nr.6 könnte allerdings auch ein Greifvogel an der Überwindung der extrem weiten Distanz von etwa 6 km beteiligt gewesen sein, da das Tier bei seinem ersten Wiederfund an der Staustufe 22 frische Verletzungen aufwies, die auf einen Vogel als Verursacher schließen lassen. Es könnte aber auch sein, dass der Angriff des Greifvogels nur die Ursache für die Abwanderung war. Bei einer (theoretischen) Tagesdistanz von ca. 250 m (wie sie ja aus Schweden belegt ist, s.o.) wäre die gesamte Strecke von ca. 6,6 km in 26 Tagen zu durchwandern. Wahrscheinlich können Schlangen solche Distanzen in noch kürzerer Zeit überwinden, so berichtet MOSER (1988) von einer telemetrierten Kreuzotter, die in vier Stunden 1,2 km zurücklegte. Es deutet vieles darauf hin, dass die Lebensräume an den Lechdämmen durch ihre extreme Schmalheit (und dadurch geringe flächenhafte Ausdehnung) zu einer grundsätzlich erhöhten Mobilität der Schlangen führen (z.B. bei der Jagd oder der Partnersuche), was in regelmäßigen Abständen zu einem vollständigen Lebensraumwechsel adulter Tiere führt. Die Besiedelung ausgesprochen schmaler linearer Habitate konnte auch bei *Vipera berus* bereits an einem Kanal bei Kiel beobachtet werden (WOLLESEN 2000). Auch hier zeichnet sich die Kreuzotterpopulation durch ausgesprochen hohe Mobilität aus (ein Männchen legte z.B. innerhalb einer Vegetationsperiode 5,8 km zurück). Hinzu kommt sicherlich, dass die Nahrungsdichte für die Schlingnattern eine kritische Größe darstellt (siehe unten). Männchen wandern dabei nicht weiter als nichtträchtige Weibchen. Das Überwinden kleiner Fließgewässer, wie der Vorflutgräben an den Staustufen stellt für *C. austriaca* kein Problem dar und wurde durch die telemtrischen Studien belegt. Auch frühere Publikationen schildern das Schwimmen dieser Art im Freiland (BIELLA ET AL 1981, CLAUSNITZER 1989). FELLEBERG (1981) berichtet von einem Jungtier, das im Terrarium regelmäßig in einem Wasserbecken umherschwamm. Ob

das Überqueren des Lechs (Abb. 21) allerdings schwimmend vollzogen wurde, bleibt fraglich. Es erscheint ebenso möglich, dass das Tier über die Wehranlage gewandert ist. Solange der Lech noch nicht kanalisiert wurde, war aber ein regelmäßiger Wechsel von einer Lechseite zur anderen über Kiesbänke, zumal bei Niedrigwasser, mit Sicherheit keine Seltenheit. Auffällig ist in dieser Hinsicht außerdem, dass beinahe allen Schlingnatterfunden auf einer der Lechseiten auch ein Vorkommen am anderen Ufer gegenüberliegt (St. 19, 20, 21, 23). Die dynamische Vergangenheit des gesamten Lebensraums, d.h. Entstehen und Vergehen geeigneter Lebensräume in kurzer Zeitfolge hat mit Sicherheit eine hohe Flexibilität der hier vorkommenden Reptilienarten hinsichtlich ihrer Habitatwahl und auch Wanderbereitschaft verlangt. Dies betraf nicht nur die Schlingnatter, sondern auch die anderen Schlangen; so konnte bei den Untersuchungen von *Vipera berus* am Lech keine Bindung an traditionelle und räumlich getrennte Paarungs- und Brutplätze wie etwa in Nordbayern (VÖLKL & BIELLA 1988) nachgewiesen werden, sondern die Kreuzottern bewohnten ganzjährig relativ gut strukturierte Habitate (VÖKL ET AL. 2002), die alle Funktionen eines Ganzjahreslebensraums (Frühjahrssonnplatz, Paarungsplatz, Brutplatz) erfüllen. Lediglich die Lage der Winterquartiere ist am Lech für alle Schlangenarten noch ungeklärt.

Die große Mobilität und die relativ geringe Nahrungsdichte führen wahrscheinlich auch dazu, dass die adulten Tiere keine Reviere verteidigen (wie z.B. von ZIMMERMANN 1988 beschrieben). Adulte Schlangen beiderlei Geschlechts wurden häufig gemeinsam an Sonnplätzen gefunden. Nur einmal (im inneren Dammbereich der Staustufe 22) wurden zwei Männchen ineinander verschlungen vorgefunden. Regelrechte Kämpfe mit heftigen Bissen und Verletzungen, wie sie z.B. im August 2001 an einem ehemaligen Bahndamm im Landkreis Amberg-Sulzbach beobachtet werden konnten (KÄSEWIETER, unpubl.), fanden aber nicht statt. Dies steht vermutlich in Zusammenhang mit der Nahrungsdichte. Es lohnt sich an den Lechdämmen für die Tiere nicht, mit hohem Energieaufwand Reviere zu verteidigen, die nur eine kleine Zahl an Beutetieren beherbergen. Im von ZIMMERMANN (1988) bearbeiteten Weinberg war eine andere Situation vorhanden (hohe Dichte an Mauereidechsen), so dass es für die Schlangen eher einen Vorteil bietet, ein stabiles Revier zu verteidigen, während es am Lech lohnender erscheint, weitere Strecken bei der Nahrungssuche zurückzulegen und dafür Revierkämpfe zu vermeiden. Dafür waren die home-ranges der Männchen bis zu knapp 3 ha groß. Die größte home-range für ein nicht trächtiges Weibchen lag bei 0,5 ha, trächtige Weibchen konnten nur innerhalb weniger Quadratmeter mehrfach nachgewiesen werden, obwohl einige sicher größere Flächen genutzt hatten, da sie nur sehr selten an ihrem Liegeplatz angetroffen werden konnten. Diese Flächengrößen können als gesichert gelten, da

sich drei Tiere, die über einen recht langen Zeitraum beobachtet bzw. telemetriert werden konnten in einer Fläche dieser Größenordnung aufhielten. Die home- ranges der Individuen in den Untersuchungsgebieten überlappten stark miteinander (Abb. 22). Auch hier unterscheidet sich der Lebensraum Weinberg mit home- ranges von unter 0,5 ha (ZIMMERMANN 1988) ebenso wie eine Population an einem liechtensteinischen Bahndamm (home range: < 0,1 ha: KÜHNIS 1996), während GOODARD (1981) mit 1- 3 ha pro Individuum in den südeinglichen Heidegebieten, sowie STRIBOSCH & VAN GELDER (1993) mit 3 ha pro Männchen und 1,7 für die nicht trächtigen Weibchen (jeweils hochgerechneter Gesamtjahreslebensraum) in den Niederlanden zu einem ähnlichen Ergebnis kommen wie im Lechtal. LARSSON (1995) kommt nach intensiven telemetrischen Studien in Schweden ebenfalls auf durchschnittlich 1,7 ha für die home- range- Größe. Wesentlich größere home- ranges ermittelte MADSEN (1984) mit ca. 20 ha für die Ringelnatter in Südschweden. Eine Aufteilung des Lebensraums in Sommer- bzw. Frühjahrs- und Herbsthabitat (VÖLKL & MEIER 1988, STRIBOSCH & VAN GELDER 1993) konnte ebensowenig gefunden werden, wie eine unterschiedliche Nutzung der Flächen durch verschiedene Altersstufen, mit der Ausnahme Kissinger Heide, wo auf der ganzen Fläche nur semiadulte Schlangen, aber keine Adulti festgestellt werden konnten.

4.5 *Populationsbiologie*

Die adulten Schlingnattern, die im Lechtal gefunden wurden, erreichten durchschnittlich etwa 62 cm Gesamtlänge. Es trat kein geschlechtsspezifischer Größenunterschied auf.

Damit liegen die Tiere etwa im gleichen Größenbereich wie die Population aus dem Donautal zwischen Passau und Linz (♂: 56 cm, ♀: 72 cm WAITZMANN & SANDMEIER 1990), im südlichen Odenwald (♂: 59 cm, ♀: 59 cm WAITZMANN 1991) und in Liechtenstein (♂: 56 cm, ♀: 70 cm; KÜHNIS 1996), werden aber etwas größer als die Tiere in den Schweizer Alpen (♂: 55 cm, ♀: 58 cm; MONNEY ET AL. 1995), in Südeingland (♂: 52 cm, ♀: 51 cm; GOODDARD 1984) und in Portugal (< 50 cm; MALKMUS 1995). Nach GÜNTHER & VÖLKL (1996) werden Schlingnattern in Deutschland selten über 75 cm lang. Am Lech war das größte Männchen 76 cm und das größte Weibchen 70 cm lang. Aber auch das größte gefundene Tier ist weitaus kleiner als die längsten bekannten Schlingnattern, die bis zu 90 cm Gesamtlängen erreichen können (Zusammenfassung bei ENGELMANN (1993). Die Schlingnatter aus den Populationen Weißrußlands, die DROBENKOV (1999) beschreibt werden durchschnittlich etwas größer (viele Tiere über 70 cm).

Es gilt seit langem als gesichert, dass sich die Geschlechter der Schlingnatter hinsichtlich ihrer relativen Schwanzlänge (Gesamtlänge/Schwanzlänge) unterscheiden. Da die Männchen eine größere Schwanzlänge aufweisen (ca. 13 cm) als die Weibchen (ca. 10 cm), ergibt sich

für sie ein kleinerer Quotient (4,7 gegenüber 6,3). Bei 5,5 liegt eine mögliche Trennmarke: Tiere mit kleinerem GL/SL- Quotienten sind mit hoher Wahrscheinlichkeit Männchen, ansonsten Weibchen. Den gleichen Grenzwert ermittelten BANNIKOV ET AL. (1977). GELDER ET AL. (1988) geben für niederländische Männchen Quotienten von 3,3 bis 5,25 an, für die Weibchen 4,1 bis 5,9. KÜHNIS (1996) ermittelte für die Weibchen 6,0 und für die Männchen 4,65. Zusammenfassend kann man feststellen, dass dieser Quotient einen guten, wenn auch nicht 100 % zuverlässigen Hinweis auf die Geschlechtszugehörigkeit zumindest adulter Individuen darstellt.

In der Literatur gibt es nur wenige Angaben über das Gewicht von Schlingnattern im Freiland. Die Tatsache, dass die Weibchen am Lech etwas schwerer waren als die Männchen, läßt sich nicht nur drauf zurückführen, dass die trächtigen Tiere mit einberechnet wurden, da auch die nicht trächtigen Weibchen bei gleicher Größe etwas schwerer waren als Männchen (Abb. 23). Alle Tiere (♂: 59 g, ♀: 75 g) waren insgesamt etwas schwerer als die von WAITZMANN & SANDMEIER (1990) untersuchten Nattern an der Donau (♂: 51 g, ♀: 55 g), sowie die aus dem Odenwald (♂: 54 g, ♀: 60 g; WAITZMANN 1991) und der Schweiz (♂: 51 g, ♀: 50 g; MONNEY ET AL. 1995), und sogar ganz erheblich schwerer als die kleiner bleibenden englischen Tiere (♂: 37 g, ♀ trächtig: 48 g, ♀ nicht trächtig: 32 g; GODDARD 1984). Aus diesen Daten kann man ableiten, dass zumindest die adulten Schlingnattern am Lech nicht an akutem Nahrungsmangel leiden können, da sie sonst deutlich leichter sein müssten, z.B. auch im Vergleich mit den Tieren im Weinberg "Höllstein" (ZIMMERMANN 1988), die alle die 60 g-Marke nicht erreichen können (Durchschnittswert bei 39 g); dies überrascht um so mehr, als diese Schlangen sich viel öfter häuteten (bis zu 6 mal), man also vermuten könnte, dass die Tiere bessere Nahrungsbedingungen vorfinden würden. Auch die Tatsache, dass die Schlangen in diesem Lebensraum Reviere verteidigen deutet an sich in diese Richtung. Vielleicht ist die Erklärung darin zu suchen, dass die Schlingnattern am Lech hinsichtlich ihrer Beute tatsächlich noch opportunistischer sind als andere Populationen.

Der Anteil juveniler und subadulter Tiere an der Gesamtpopulation scheint auf den ersten Blick mit ca. 10 % sehr gering zu sein (Abb.24). Das gleiche Muster beim Populationsaufbau findet sich aber auch bei den Schlingnattern im südlichen Odenwald (WAITZMANN 1991), Baden- Württemberg (ZIMMERMANN 1988), im Donautal (WAITZMANN & SANDMAIER 1990), in Liechtenstein (KÜHNIS 1996), Norddeutschland (THOMAS 1999) und auch in Südengland (GODDARD 1984). Alle Autoren sind sich aber darüber einig, dass es sich dabei um ein Beobachtungsartefakt handelt und nicht etwa um eine tatsächliche Überalterung der Population. Diese Aussage kann grundsätzlich auch auf das Lechtal übertragen werden,

wenngleich nicht außer Acht gelassen werden darf, dass die Mortalität bei neugeborenen (juvenilen Individuen vor der ersten Überwinterung, = neonate nach NEUMEYER 1987) Schlingnattern, wie allgemein bei jungen Schlangen (BONNET ET AL. 1999) relativ hoch sein dürfte und die alljährliche Rekrutierung semiadulter Tiere dementsprechend gering ausfallen dürfte. DROBENKOV (1999) gibt die Sterblichkeit juveniler Schlingnattern in den ersten 12 Monaten mit 80 % an. Die Schlingnatter kann dies aber durch ihre Langlebigkeit im Normalfall ausgleichen (GODDARD & SPELLERBERG 1980). Interessant erscheint in diesem Zusammenhang die Tatsache, dass es eine Fläche im Projektgebiet gibt (Kissinger Heide), auf der kein einziger Nachweis einer adulten Schlingnatter gelang, jedoch 4 semiadulte (2-3 jährige) Tiere unter ausgelegten Schlangenbrettern gefunden wurden. Möglicherweise waren die Jungschlangen dort auf der Jagd nach Blindschleichen. Dies verdeutlicht, dass eine möglichst breite Methodenpalette zur Erfassung von Reptilienbeständen herangezogen werden sollte, um alle Arten und vor allem alle Altersklassen einer Art nachweisen zu können. Es deutet aber auch darauf hin, dass von subadulten Tieren Lebensräume besiedelt werden können, die von den Adulten möglicherweise nicht als Jahreslebensraum angenommen werden. Im Vergleich zu den überall geringen Anteilen der juvenilen und semiadulten Schlingnattern sind bei Untersuchungen an *Vipera berus* meist höhere Anteile ermittelt worden. So fanden BIELLA ET AL. (1993) einen Anteil der juvenilen und subadulten Kreuzottern von knapp 1/3 der Gesamtpopulationen, während BELOVA (1975) überraschenderweise von einer Dominanz (53,5 %) der subadulten Tiere berichtet. GOMILLE (2002) berichtet von einem Anteil juveniler und subadulter (< 90 cm) Äskulapnattern an der Population im Odenwald von ca. 1/4 der Gesamtpopulation, wovon einjährige Schlangen aber auch nur einen Anteil von 5 % hatten. Vermutlich ist der kleinere Anteil bei der Schlingnatter auf die viel scheuere Lebensweise zurückzuführen. Die angegebenen Größenklassen können zwar nicht direkt in Altersklassen umgerechnet werden, aber dennoch einen bedingten Hinweis auf deren Struktur geben (WAITZMANN 1992). So machen SPELLERBERG & PHELPS (1977) zwar Angaben zu jährlichen Wachstumsraten bei *C.austriaca*, doch verweisen GIBBONS (1976) und HALLIDAY & VERRELL (1988) ausdrücklich auf die große Variabilität innerhalb einer Alterklasse und die damit verbundene schlechte Verknüpfung zwischen Alter und Größe.

Das Geschlechterverhältnis der Schlingnattern im gesamten Lechtal von 1: 0,76 (♂:♀) ist eindeutig männchendominiert (Tab. 19). Nur wenige- und nur individuenarme- Standorte weichen von diesem Verhältnis ab. Der angegebene Wert liegt erstaunlich nahe an dem von WAITZMANN (1988) im Gebiet des südlichen Odenwalds gefundenem Quotienten von 1:0,72

sowie dem von THOMAS (1999) in einem norddeutschen Moor ermittelten Wert von 1:0,71. Einen Männchenüberschuß fanden ebenfalls MONNEY ET AL. (1995) mit 1:0,65 (σ/φ) und KÜHNIS (1996) mit 1:0,5. Dagegen fanden WAITZMANN & SANDMEIER (1988), GOODARD (1984), sowie SPELLERBERG & PHELPS (1977) ein annähernd ausgeglichenes Geschlechterverhältnis und VÖLKL & MEIER (1988) in Nordbayern sogar einen Weibchenüberschuß (1:1,2). Bei der Äskulapnatter fanden WAITZMANN (1992) und GOMILLE (2002) jeweils deutlich mehr Männchen als Weibchen. Wenn man davon ausgeht, dass bei der Geburt ein annähernd ausgeglichenes Geschlechterverhältnis besteht (DÜRR 2000), wie dies z.B. auch bei der Kreuzotter die Regel ist (z.B. URSENBACHER 1998) oder sogar mehr Weibchen als Männchen geboren werden (STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993: 1:1,56 (σ/φ), GODDARD & SPELLERBERG (1980): 1:1,3 (σ/φ), LUISELLI ET AL. 1996, CAPULA ET AL. 1992 bei *Vipera berus*: 1:1,68 (σ/φ)), so muß ein Grund dafür gesucht werden, dass in vielen Populationen mehr Männchen zu finden sind als Weibchen. Eine mögliche Erklärung wäre, dass die Männchen im Freiland leichter zu finden sind als die Weibchen. Möglicherweise trifft dies zur Paarungszeit zu, wenn die Männchen sehr aktiv um die Weibchen werben. Aber in den Sommermonaten leben die Männchen vagabundierender und auch versteckter als die Weibchen, die sich (vor allem wenn sie trächtig sind) leichter an den Sonnplätzen finden lassen (PETERSON ET AL. 1993). Es kann daraus gefolgert werden, dass sich tatsächlich mehr adulte Männchen an den Lebensräumen aufhalten. Dies läßt sich durch eine höhere Sterberate der Weibchen erklären: Die hohen energetischen Kosten der Reproduktion sind hierfür ebenso eine Ursache wie das erhöhte Prädationsrisiko (LUISELLI ET AL. 1996) durch die größere Wärmebedürftigkeit während der Trächtigkeit und auch die Abnormalitäten während der Trächtigkeit (STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993). Verschiedene Autoren beschreiben bei *Vipera berus* eine Sterblichkeit der Weibchen zwischen Geburt und Überwinterung von 10-40 % (z.B. CABELA ET AL. 1992, URSENBACHER 1998). Dagegen fanden BONNET ET AL. (1999) bei 6 französischen Schlangenarten (ohne *C. austriaca*) eine erhöhte Sterblichkeit bei adulten Männchen, verursacht durch die erhöhte Aktivität während der Paarungszeit und das damit erhöhte Risiko gegenüber Prädatoren. ANDREN (1985) beobachtete bei *Vipera berus*, dass die beiden Geschlechter im Frühjahr und Sommer unterschiedliche Predationsrisiken aufwiesen, die sich aber im Laufe des Jahres ausglich.

Als Prädatoren von Schlingnattern kommen am Lech vor allem Vögel in Frage. Dies wird durch den Fund der beiden toten Tiere (Abb. 25) ebenso belegt, wie durch das Muster weiterer Verletzungen bei mindestens 4 Tieren. Dass Greifvögel *C. austriaca* erbeuten ist seit längerem bekannt (KABISCH & BELTER 1968, STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993, KÜHNIS

1996, SELAS 2001). Am Lech kommen vor allem der Mäusebussard (*Buteo buteo*) und Rabenvogel (Elster (*Pica pica*) und Rabenkrähe (*Corvus corone*) in Frage, andere größere Vögel sind selten oder fehlen in den Flächen, in denen die Schlingnatter vorkommt, wie z.B. Graureiher (*Ardea cinerea*) oder Weißstörche (*Ciconia ciconia*). Über das Vorkommen von Säugern, wie z.B. Iltis, die als Räuber auftreten (STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993) ist nichts bekannt. Schwarzwild (*Sus scrofa*), das ebenfalls Schlangenpopulationen dezimieren kann (BLUM 1988, CLAUSNITZER 1989, VÖLKL & THIESMEIER 2002), kommt in den Lebensräumen der Schlingnatter am Lech nicht vor. Insbesondere an den Staustufen und deren Uferbefestigungen ist die Dichte an Schlingnattern sehr hoch, so dass hier möglicherweise Kannibalismus auftritt (HAPP 1985, DROBENKOV 1999), von dem besonders die Jungtiere betroffen sein könnten. Dies würde die Populationsdichte regulieren, da durch die Begrenztheit vieler Lebensräume ein Abwandern vielfach kaum möglich ist. Der Anteil der Prädation an der Mortalität der Adulten dürfte insgesamt relativ gering ausfallen. Keine Informationen liegen über Krankheiten oder Infektionen der Schlingnattern vor, lediglich das Fehlen der Schwanzspitze, das auch COOPER & DAVIES (1997) regelmäßig beobachteten, trat bei ca. 10 % der adulten Nattern auf.

Für die Individuendichten ergeben sich Werte zwischen 1,0 und 1,8 Individuen/ha (Tab.21) in den genutzten Lebensräumen innerhalb der UG 6 und 7. Die weit darüber liegenden Dichten in den UG 5 und 8 sind auf die geringen Flächengrößen zurückzuführen, die diesen Berechnungen zu Grunde liegen. Diese Individuendichten zwischen ca. 1 und 2 Tiere pro Hektar in den lechnahen Lebensräumen liegen erstaunlich nahe an den Ergebnissen von GOODARD (1984), ZIMMERMANN (1988) und VÖLKL (1991), während SPELLERBERG & PHELPS (1977) sowie BIELLA (1988), DROBENKOV (1999) oder auch KÜHNIS (1996) wesentlich höhere Dichten (bis zu 17 Individuen/ha) nennen. Solch hohe Individuendichten werden von der Schlingnatter aber wohl nur in Sonderstandorten mit extrem hohem Angebot an Nahrungstieren und Versteck- sowie Sonnplätzen erreicht (z.B. an Bahndämmen), bzw. bei ausschließlicher Berücksichtigung von besiedelten Habitaten. Dagegen ermittelten MONNEY ET AL. (1995) in den Schweizer Alpen lediglich eine Dichte von etwa 0,5 Individuen pro ha und THOMAS (1999) gibt für einen moorigen Lebensraum < 1 (0,32-0,63) Individuen/ha an. Hohe Populationsdichten werden möglicherweise auch in Gebieten erreicht, an denen viele Individuen, die zuvor einen größeren Lebensraum besiedeln konnten, durch Habitatverlust auf einen engeren Raum zusammengedrängt werden, der langfristig nicht als Lebensraum für so viele Individuen geeignet ist. Auch für *Vipera berus* gelten in Mitteleuropa ähnliche Individuendichten von 1-4 je ha bewohnbarer Fläche (BIELLA ET AL. 1993, Übersicht bei

VÖLKL & THIESMEIER 2002). Insgesamt stellt die Angabe von solchen Zahlenwerten in der Literatur ein Problem dar, da meist nur schwer nachzuvollziehen ist, ob sich die Angabe auf Optimalhabitate bezieht oder die gesamte Untersuchungsfläche einberechnet wurde, was die Aussagekraft solcher Zahlen extrem beeinflusst.

Die Gesamtzahl der Schlingnattern im Projektgebiet läßt sich nur schwer schätzen. Auf Grund der spärlichen Einzelfunde nördlich von Augsburg muß man davon ausgehen, dass hier möglicherweise nicht mehr als 20 Individuen mehr oder weniger voneinander isoliert in den Heideresten leben. Im Süden ist ihre Zahl wesentlich größer. Zwischen Augsburg und Hurlach dürften nach den Berechnungen in den UG zwischen 100 und maximal 200 Individuen zu finden sein. Die in Tab. 20 angegebenen Berechnungen sind natürlich mit einigen Einschränkungen zu betrachten. So wird zum Beispiel, die Bedingung, dass alle Individuen die gleiche Fangwahrscheinlichkeit aufweisen, nur ansatzweise erfüllt. Dennoch soll auf dieses wichtige Instrument nicht ganz verzichtet werden. Die relativ groß erscheinende Anzahl von über 100 Individuen verteilt sich aber auf ca. 8- 15 kleine bis mittelgroße Teilpopulationen, die nur zum Teil miteinander in Verbindung stehen. Nur wenn man die Teilpopulationen an der Ost- und Westseite der Staustufe 21 als eine zusammenhängende Population betrachtet, erreicht man an einem Standort für sich alleine annähernd die theoretische Mindestgröße von 50 adulten Individuen, die für eine mittelfristig überlebensfähige Population gefordert wird (VÖLKL 1991). Es kann aber durchaus angenommen werden, dass die Individuenzahl insgesamt groß genug ist, um die Art in diesem Bereich des Lechtals auch langfristig zu erhalten, wenn die Teilareale miteinander in Verbindung bleiben können und eine weitere Isolation durch z.B. Straßenbau unterbleibt. Eine solche Barriere, die wahrscheinlich für Schlangen nicht zu überwinden ist, stellt die Straße zwischen Mering und Königsbrunn dar, die an der Staustufe 23 in Ost- Westrichtung verläuft und die ansonsten zusammenhängenden Schlingnatterlebensräume im Süden (Staustufen 18 bis 22) von den weitläufigen Arealen im Norden (Stadtwald, Kissinger Heide), die zwar dünner, aber relativ gleichmäßig besiedelt sein dürften, abschneidet. Die direkt angrenzenden Vorkommen nördlich dieser Straße müssen als akut gefährdet angesehen werden, ebenso die südlich angrenzenden Teilpopulationen von *Vipera berus*.

4.6 Reproduktion

Die 11 beobachteten Geburten verteilten sich über einen Zeitraum von 1,5 Monaten, nämlich von Ende Juli (also deutlich früher als von ENGELMANN (1993) vermutet) bis Anfang September, wobei 55 % der Geburten in die Woche von 05.08. bis 12.08. fallen. Auch STRECK (1965), VÖLKL & MEIER (1988) und ZIMMERMANN (1988) berichten von Geburten

im August und September, während STRIJBOSCH & VAN GELDER (1993) sogar noch Anfang Oktober trüchtige Weibchen fanden.

Die mittlere Wurfgröße betrug mit $6,6 \pm 1,9$ (4-10) Jungtieren etwa genau so viel, wie in Weißrußland ($6,9 \pm 0,4$; DROBENKOV 1999), deutlich mehr als in den englischen Populationen ($3,9 \pm 0,4$; GODDARD & SPELLERBERG 1980), ein Drittel mehr als die $5,0 \pm 1,8$ (2-8) in den italienischen Alpen (LUISELLI ET AL. 1996), etwas mehr als die $6,0 \pm 1,6$ in den Schweizer Alpen (MONNEY ET AL. 1995), aber weniger als die $8,3 \pm 0,3$ in Frankreich (DUGUY 1961), bzw. die 7,6 in den Niederlanden (STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993). Daraus ergibt sich eine Reihenfolge der Gelegegrößen von den niedrigsten in England über mittlere in Zentraleuropa bis zu den höchsten Werten in Westeuropa. Möglicherweise liegt hier aber auch eine Abhängigkeit von der Beutetierdichte vor. Der Anteil der totgeborenen Jungtiere war mit 5 % gleich groß wie in den englischen und niederländischen Untersuchungen (GODDARD & SPELLERBERG 1980, STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993), und deutlich geringer als die von LUISELLI ET AL. (1996) ermittelten 14 %.

Das durchschnittliche Geburtsgewicht der überlebensfähigen Jungtiere, also solche juvenile, die mindestens die erste Woche nach der Geburt überlebten, lag mit $2,7 \pm 0,3$ g etwa in dem Bereich, den SPELLERBERG & PHELPS (1977) mit 2,2- 3,8 g angeben und sehr nahe an den 2,87 g der italienischen Alpenpopulation (LUISELLI ET AL. 1996). Dies deutet drauf hin, dass das optimale Geburtsgewicht zumindest in den mitteleuropäischen Populationen im gleichen Rahmen liegt.

Es ergab sich bei den im Lechtal beobachteten Geburten kein Zusammenhang zwischen der Größe und dem Gewicht der Muttertiere und den untersuchten Fortpflanzungsparametern, wie Geburtsgewicht der Jungtiere, Anzahl der Jungtiere (Abb.29-31), oder dem relativen Investment. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von GODDARD & SPELLERBERG (1980), steht aber im klaren Gegensatz zu dem Befund von MONNEY ET AL. (1995), die einen Zusammenhang zwischen Weibchengröße und Fekundität vermuten. Betrachtet man jedoch deren Arbeit genauer, so erkennt man, dass ab einer K-R-L von 45 cm keine Zunahme der Jungtieranzahl mehr erfolgt, sondern sich ebenfalls eine Annäherung um den Mittelwert einpendelt. Eine Zunahme bestimmter Parameter ist möglicherweise nur dann zu erkennen, wenn in der Stichprobe einige kleinere Weibchen vorhanden sind, die zum ersten Mal reproduzieren. Die trüchtigen Weibchen am Lech waren jedoch im Schnitt $61,9 \pm 3,6$ cm groß, so dass dieser Effekt möglicherweise nicht mehr auftritt. Eindeutig sind dagegen die Ergebnisse von LUISELLI ET AL. (1996), die in allen fraglichen Parametern eine deutliche Abhängigkeit von der Länge der Muttertiere erhielten. Wahrscheinlich ist dieses Muster zwar

für viele Schlangen gültig, wie z.B. BIELLA (1980), URSENBACHER 1998, sowie MADSEN & SHINE (1992) für die Kreuzotter zeigen konnten, und tritt auch bei anderen Reptilien, wie z.B. der Blindschleiche auf (ALFERMANN 2002). Die Fortpflanzungsparameter werden aber von vielen weiteren, individuellen und standortabhängigen Einflüssen geprägt, wie der Ernährungssituation u.ä., so dass die allgemeinen Abhängigkeiten in manchen Fällen nicht zu erkennen sind. OLSSON & MADSEN (2001) beschrieben ähnliche Variationen bei schwedischen Populationen der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), BARON ET AL. (1995) bei französischen Populationen der Wiesenotter (*Vipera ursinii ursinii*). Ausserdem gilt es zu bedenken, dass die Schlingnattern an den einzelnen Lebensräumen unter zum Teil völlig unterschiedlichen Bedingungen leben (Sonneneinstrahlung (beeinflusst die Körpergröße des Nachwuchses z. B. bei *Eulamprus heatwolei* (SHINE & HARLOW 1993), Nahrungsgrundlagen, Konkurrenz, Störung, etc.), so dass streng genommen nur die Individuen eines einzelnen UG- und auch nur innerhalb eines Jahres- hinsichtlich solcher Parameter verglichen werden können, dies ist auf Grund der geringen Stichprobengröße jedoch praktisch nie möglich. Einen Hinweis darauf, welche Faktoren für welche Fortpflanzungsparameter entscheidend sein könnten lieferten BONNET ET AL. (2001) mit ihren Untersuchungen an *Vipera aspis*. Auch bei dieser Art hat die Weibchengröße keinen Einfluß auf die Anzahl der Nachkommen und nur einen geringen auf deren Größe, statt dessen sind die Fortpflanzungszyklen ebenso wie die Größe des Geleges abhängig von der langjährigen Ernährungssituation, während die Anzahl der Jungen von der Nahrungsverfügbarkeit in dem aktuellen Jahr abhängt. Der Einfluß der Ernährung kann sich aber auch auf andere Art und Weise manifestieren: so ist die Reproduktionsrate weiblicher Wasserpythons (*Liasis fuscus*) in guten und schlechten "Rattenjahren" gleich groß, jedoch gibt es einen Unterschied im Zustand der Weibchen nach der Reproduktion (SHINE & MADSEN 1997), was wiederum langfristig auf die Intervalle zwischen den reproduktiven Jahre der Weibchen und wohl auch auf ihre Mortalitätsrate Einfluß nimmt. Bei *Vipera aspis* wiederum nehmen nur solche Weibchen an der Reproduktion teil, deren körperlicher Zustand (gemessen am Fettkörper) über einem bestimmten Schwellenwert liegt (NAULLEAU & BONNET 1996). Auch bei *Vipera berus* gibt es einen solchen Schwellenwert; er liegt bei etwa 10- 16 % des Körpergewichts (NILSON 1981). Alle Anzeichen deuten darauf hin, dass die Schlingnattern auch am Lech einem zweijährigen Fortpflanzungszyklus folgen. Dieser Rhythmus ist auch für andere mitteleuropäische Populationen bekannt (z.B. GODDARD & SPELLERBERG 1980), dennoch ist auch für die Schlingnatter eine gewisse Plazitätät zu erwarten (SAUER 1997). Es ist jedoch zu bedenken, dass dieser zweijährige Zyklus einen rechnerischen Mittelwert darstellt. Es befanden sich

sowohl Weibchen im Projektgebiet, die in einem Jahr trächtig waren und in dem jeweils anderen Jahr nicht, und solche die in beiden oder keinem Jahr trächtig waren. Bei den ersteren kann auf Grund der nur zweijährigen Untersuchungsdauer ebenfalls nicht darauf geschlossen werden, dass sie genau ein Jahr Pause zwischen zwei Jahren mit Reproduktion einlegen. Die Fortpflanzungszyklen sind mit Sicherheit eine Folge der Lebensraumqualität, des Klimas, der Dauer der Aktivitätsperiode und ähnlicher Parameter. So fanden ANDREN & NILSON (1976) in Schweden, sowie SPELLERBERG & PHELPS (1977) in England einen 2-3 jährigen Zyklus, LUISELLI ET AL. (1996) in Italien alle Variationen vom 1-4 jährigen Zyklus, aber DROBENKOV (1999) im kontinentalen Weißrußland eine alljährliche Reproduktion der Weibchen. Insgesamt deuten alle Informationen darauf hin, dass die Dauer der Pause nicht artspezifisch festgelegt ist, sondern individuell variiert. Auch bei der Kreuzotter variiert der Fortpflanzungszyklus innerhalb eines Lebensraums um einen Mittelwert von 2 Jahren (BIELLA 1980, MADSEN & SHINE 1992). Letztendlich dient die Fortpflanzungspause dazu, die während der Trächtigkeit und durch die Geburt verloren gegangene Energie wieder aufzunehmen (GODDARD 1984), um eine erneute Oogenese zu ermöglichen. Der Gewichtsverlust der Weibchen bei der Geburt betrug am Lech im Durchschnitt 39,3 % (Maximum 53,2 %), wovon nur ca. die Hälfte auf die Jungtiere entfällt, während den Rest Eihüllen, Reste des Dottersacks und Fruchtwasser ausmachen. STRIJBOSCH & VAN GELDER (1993) ermittelten für die niederländischen Weibchen sogar einen Anteil des Geleges von 46 % des Gesamtgewichts. Bei *Vipera berus* fanden zahlreiche Autoren (z.B. BIELLA 1980, ANDREN & NILSON 1983, CAPULA ET. AL. 1992) einen Gewichtsverlust in ähnlicher Höhe (30-60 % bei einem Mittelwert von ca. 45 %). Interessanterweise nimmt der zusätzliche relative Energieverlust pro Jungtier mit zunehmender Jungtierzahl ab, d.h. es könnte eine lohnende Strategie (für das Weibchen!) sein, eher in viele Jungtiere zu investieren als in schwere (ähnliches vermuten VÖLKL & THIESMEIER (2002) für die Kreuzotter, da die Produktion möglichst vieler Nachkommen nur zu einem relativ geringer zusätzlichen Energieaufwand führen (MADSEN & SHINE 1993) und gleichzeitig ein hohes Geburtsgewicht ab einem gewissen Schwellenwert keinen zusätzlichen Überlebensvorteil zu bieten scheint, ja vielleicht sogar einen Nachteil mit sich bringt, nämlich bei geringer Beutetierdichte (VÖLKL 1989). Die Weibchen haben ja die Wahl zwischen hohem Energieaufwand in ihr Gelege und ihrem eigenen Gewicht nach der Reproduktion, der mit dem weiteren Überleben und damit evtl. weiterer Fortpflanzung eng gekoppelt ist (GREGORY & SKEBO 1998). Es ist leicht einzusehen, dass es die Weibchen mindestens ein Jahr kostet, diesen Verlust, der ja auf Kosten des Wachstums und anderer Körperfunktionen geht, und auch ein erhöhtes Mortalitätsrisiko mit

sich bringt (bei *Vipera berus* ermittelten MADSEN & SHINE (1993) eine Mortalitätsrate von 40 % bei den reproduzierenden Weibchen) auszugleichen. Es wäre wünschenswert, mehr Informationen darüber zu sammeln, ob der relative Energieverlust für die Weibchen durch die Trächtigkeit einen wichtigen Einfluß auf die unterschiedliche Dauer der Fortpflanzungspause, also auf den Fortpflanzungszyklus hat. Das mütterliche Investment der Schlingnattern, gemessen als Gewichtsverlust durch die Geburt, korreliert nicht mit den wichtigsten Fortpflanzungsparametern, wie z.B. der Anzahl der Jungtiere. Gleiches stellten auch MADSEN & SHINE (1993) bei der Kreuzotter fest.

Die beobachtete relativ hohe Sterblichkeit von neugeborenen Schlangen (im Versuch 37 %) im ersten Lebensjahr ist an sich keine Besonderheit, sondern wird allgemein vermutet (SPELLERBERG & PHELPS 1977). Dennoch liegen hier zum ersten mal genaue Zahlen über die Wintermortalität von *C. austriaca* vor. Die vorliegenden Ergebnisse deuten darauf hin, dass für das Überleben der Jungtiere die Ernährung eine entscheidende Komponente darstellt. Der Anteil der überlebenden Schlangen, die sich von Echsen ernährten, war deutlich höher, als der Anteil derer, die sich von Mäusen ernährten. Sie gingen durchschnittlich schwerer in die Winterruhe. Auch innerhalb der Säugergruppe war das erreichte Wintergewicht der entscheidende Faktor für das Überleben (Tab. 24 und 25). Keine Rolle spielte dagegen der relative Gewichtszuwachs von der Geburt bis zum Winter, der bei beiden Gruppen fast gleich groß war. Dies ist ein grundsätzlicher Unterschied zu den Ergebnissen, die VÖLKL (1989), bei ähnlichen Versuchen an der Kreuzotter erhielt. Dort überlebten von 26 neugeborenen nur 9, wobei sich der relative Gewichtszuwachs als entscheidender Faktor erwies. Die überlebenden *Coronella austriaca*- Jungtiere waren schon bei der Geburt, wenn auch nur minimal, schwerer als die nicht- überlebenden. Da die relative Verwertung der aufgenommenen Nahrung bei beiden Gruppen ähnlich groß ist, und auch die absolute Summe der aufgenommenen Nahrung keinen offensichtlichen Einfluß auf das Überleben hat (innerhalb der Säugergruppe wurde von 2000 auf 2001 die durchschnittliche Nahrungsmenge von 3,5 g um 54 % auf 5,4 g erhöht, trotzdem sank die Überlebensrate), ist die genaue Erklärung nach wie vor nicht klar. Es gibt aber deutliche Hinweise, dass die juvenilen *C. austriaca* eine bestimmte Menge an Futter fressen müssen, um ein Mindestgewicht zu erreichen, das ihnen günstige Voraussetzungen für ihre erste Überwinterung verschafft. Dies bedeutet, dass im Freiland die Beutetierdichte der für das Überleben der juvenilen Schlingnattern ebenso der entscheidende Faktor ist, wie z.B. bei der Kreuzotter (VÖLKL 1989, MONNEY 1995). Drei Ende September an der Staustufe 22 gefundene Jungtiere waren 2,2- 2,7 g schwer und damit leichter als bei ihrer 4 Wochen zuvor beobachteten Geburt. Dies deutet eindeutig auf einen Mangel an geeigneten

Nahrungstieren hin, und zeigt auch, dass mindestens 3 der 9 Jungtiere dieses Wurfs nach 4 Wochen immer noch am Ort ihrer Geburt anzutreffen waren, also keine Dispersion stattfand. Ein im Juni gefundenes Jungtier, das also ca. 10 Monate alt war, wies ein Gewicht von 5,3 auf, war also 2 g (61 %) schwerer als das durchschnittliche Überwinterungsgewicht der überlebenden Individuen, was wiederum andeutet, dass an seinem Fundort (Kissinger Heide) kein Nahrungsmangel herrscht. An der gleichen Stelle wurde ein Tier im Alter von ca. 21 Monaten gefunden, das 6,9 g wog.

4.7 Nahrungsangebot

Wohl über kaum einen Aspekt der Biologie von *C. austriaca* wurde in der Vergangenheit so kontrovers diskutiert wie über ihre Nahrungsgewohnheiten. Grundsätzlich herrscht Einigkeit darüber, dass die Jungtiere reine Reptilienspezialisten sind, während die Adulti hinsichtlich ihrer Beutetiere wesentlich flexibler sind. In groben Zügen beschrieb bereits ZIMMERMANN (1908) die unterschiedlichen Beutespektren der juvenilen und adulten Schlingnattern. Als Beutetiere der Erwachsenen kommen vor allem Echsen (ZIMMERMANN 1988, DROBENKOV 1999, FRIGGE 2001) und Kleinsäuger (SCHMIDT 1930, GOODARD 1984, CLAUSNITZER 1989) in Betracht. Aber auch andere Schlangenarten werden gefressen (*Vipera berus*: ANDREN & NILSON (1976), HAPP (1985), NOACK & DIETRICH (1994), *Natrix natrix*: SPELLERBERG & PHELPS (1977), NAJBAR (2001). Inwiefern der Bericht von STRECK (1965) über das Erbeuten von Jungvögeln nur eine Anekdote darstellt oder die Ornithophagie in manchen Populationen tatsächlich eine Rolle spielt konnte bisher nicht geklärt werden. ANGELICI & LUISELLI (1989) fanden keine Hinweise darauf, dass italienische Schlingnattern Vögel fressen würden. RUGGIERO ET AL. (1995) bzw. NAJBAR (2001) fanden im Kot adulter *C. austriaca* auch die Reste verschiedener Coleoptera, wie z.B. Carabiden, aber auch Homoptera, Heteroptera und Dermaptera, die im Falle der Untersuchung von NAJBAR (2001) aber nur 1,3 % der Gesamtnahrung ausmachten, während Reptilien einen Anteil von 77,4 % und Kleinsäuger von 21,3 % hatten. Unverdaute Insektenreste in Mägen von Schlingnattern sind aber wahrscheinlich beim Fressen von Eidechsen mit aufgenommen worden. AGRIMI & LUISELLI (1994) fanden bei der Untersuchung der Mageninhalte von 27 Individuen der Schwesternart *Coronella girondica* zu 50 % Eidechsen (*Podarcis muralis*), aber auch zu 46,8 % Arthropoden, v.a. Chilopoden. Am Lech konnten nur *A. fragilis* im Freiland als tatsächliche Beutetiere nachgewiesen werden. Adulte Schlingnattern sind dabei bei ihrer Beutetiergröße nicht sehr wählerisch: die kleinste ausgewürgte Blindschleiche war gerade 2 g schwer, die größte wies eine GL von ca. 40 cm auf und wog ohne den schon angedauten Schwanz noch

ca. 20 g. FELLENBERG (1971) berichtet ebenfalls vom Verzehr einer ca. 40 cm langen Blindschleichen, wobei die betreffende Schlingnatter hierfür nur 45 min benötigte.

Die Jungtiere in dem aktuellen Aufzuchtversuch nahmen freiwillig ausschließlich Zauneidechsen und Blindschleichen, sowie nach Gewöhnung durch Zwangsfütterung bis 0,5g schwere Teile neugeborener Babymäuse. SPELLERBERG (1977) berichtet, dass eine juvenile Schlingnatter von selbst eine 1,5 g schwere Jungmaus angriff und verschlang. Somit wäre auch im Freiland eine auf Säugern basierende Ernährung grundsätzlich denkbar. Da die englischen Populationen aber allgemein Säuger gegenüber Reptilien präferieren, ist dieses Ergebnis nicht ohne Weiteres auf die Lechtalpopulation zu übertragen. Alle andere Tiergruppen- Amphibien, Anneliden, Saltatoria, Carabiden, die in der Literatur gelegentlich als Beute der Jungtiere angesehen werden, wurden im vorliegenden Versuch verschmäht. Dies deckt sich mit den Erfahrungen von SPELLERBERG (1977), ZIMMERMANN (1988), STRIJBOCH & VAN GELDER (1993) und DÜRR (2000).

Am Lech stellt sich die Schlingnatter also auf den ersten Blick als Reptilienspezialist dar. Da die Individuendichte an Zauneidechsen und Blindschleichen aber an allen Fundpunkten nicht sehr hoch ist, so muß gefolgert werden, dass zumindest die Adulten auch hier Kleinsäuger erbeuten, zumal die Tiere relativ oft in Kleinsäugerbauten angetroffen werden können. Zudem ist zu bedenken, dass der Gesamtenergiebedarf einer Schlingnatterpopulation bei weitem nicht nur durch Echsen geliefert werden kann (ROLLINAT (1934) gibt 1 Mauerdechse alle 8- 10 Tage an). Nach RUGIERO ET AL. (1995) entspricht das Beutespektrum einer mediterranen Population der Häufigkeit der erbeuteten Arten in dem entsprechenden Lebensraum, demnach wäre es wahrscheinlich, dass für die Lechtaltiere auch Ophiophagie eine gewisse Rolle spielen könnte (wenn auch nur für die Adulten), zumal Ringelnattern und Kreuzotter an den Staustufen die Echsen an Häufigkeit zu übertreffen scheinen. Auch in manchen mediterranen Habitaten übertreffen die Schlangen an Biomasse die Echsen (RUGIERO ET AL. (1995). Da die Neugeborenen für eine erfolgreiche Überwinterung auf eine ausreichende Nahrungsversorgung angewiesen sind (siehe unten), stellt die Dichte der Nahrungstiere wahrscheinlich eine entscheidende kritische Größe für das Überleben der juvenilen Schlingnattern, ihre Rekrutierung für die Population und somit für deren Größe und Dispersionspotential dar. DROBENKOV (1999) fand stabile Schlingnatterpopulationen in Lebensräumen, in denen Eidechsen eine Individuendichte von 90-160 Individuen/ha erreichten.

Während für die Blindschleiche kein negativer Einfluß bekannt ist und diese Art am Lech noch als häufiges Reptil (Tab.26) mit gesunder Populationsstruktur (Abb.42), d.h.

ausgewogener Altersklassenverteilung gelten kann (ALFERMANN 2002), sind Zauneidechsen bei weitem nicht flächendeckend in größerer Zahl vorhanden (Tab.30). Legt man die nach der SCHNABEL- Methode errechneten Populationsgrößen der Schlingnatter für UG 6 (21) und das lokale Geschlechterverhältnis ($\sigma:\varphi = 1,4$) zu Grunde und nimmt man an, dass ein zweijähriger Fortpflanzungszyklus bei einer durchschnittlichen Zahl an Nachwuchs von 6 pro Geburt vorliegt, so erhält man 26,5 juvenile Schlingnattern pro Jahr. Geht man davon aus, dass zu einer erfolgreichen Überwinterung ca. 9 juvenile Blindschleichen (oder Zauneidechsen) gefressen werden müssen (was die Ergebnisse des eigenen Versuchs nahe legen), so benötigen alle juvenilen Schlingnattern jährlich etwa 240 juvenile Blindschleichen als Nahrungstiere. Bei einem zweijährigen Fortpflanzungsrhythmus von *A. fragilis* (Alfermann 2002), wäre- bei durchschnittlich 13 Jungtieren pro Weibchen- ein Bestand von mindestens 36 adulten *A. fragilis*- Weibchen nötig, wobei sich die angegebenen Werte noch stark reduzieren, wenn man die Zauneidechsen als Beutetiere mit einbezieht. Mit 32 (95 % Vertrauensintervall: 13- 95) trächtigen Blindschleichenweibchen wird diese Größenordnung im UG 6 erreicht, was auf eine gute Nahrungsversorgung der Schlingnattern hindeutet. Dagegen wird die theoretisch notwendige Zahl adulter Blindschleichenweibchen (70) im UG 7 deutlich verfehlt (4). Das verwundert umso mehr, weil aus diesem Gebiet zahlreiche Jungtierfunde vorliegen und auch die adulten Schlangen offensichtlich viele *A. fragilis* erbeuten. Die neugeborenen Blindschleichen stehen den Schlingnattern praktisch von Anfang an zur Verfügung, da sie zur gleichen Zeit geboren werden. Eidechsen sollten vor allem an den etwas trockeneren Standorten (wo die Blindschleichen etwas seltener sind) eine wichtige Rolle als Nahrungstiere, v.a. für die neugeborenen Nattern spielen, auch wenn vor allem Eidechsen in der für diese Individuen relevanten Größe (ebenfalls frisch geschlüpfte bis max 1jährige Tiere) selten zu finden sind. Neugeborene Eidechsen gelten aber als schwer nachweisbar und werden bei der Erfassung zahlenmäßig sicherlich unterschätzt (ELBING 1999). Die Weibchen haben in den Lebensräumen am Lech aber möglicherweise Probleme bei der Suche nach geeigneten Eiablagemöglichkeiten. Der typische Lechkies ist für die Eidechsen schwer grabbar und organische Substrate, wie Schwemmhäufen stellen in der ausgeräumten Landschaft Mangelfaktoren dar. Ähnliche Beobachtungen wurden an der Isar gemacht (AßMANN 1993). Auch STRIJBOCH (1987) nennt die Häufigkeit der kleinen offenen Eiablageplätze als wichtigstes Kriterium für die Dichte einer Zauneidechsenpopulation. Es ist aber nicht auszuschließen, dass das Fehlen von *L. agilis* auf eine ganz andere Ursache zurückzuführen ist: im Bereich der südlichen Staustufen ist die Ameisenart *Formica selysi* sehr häufig, die besonders aggressiv ist (GEES 2002). Möglicherweise reduziert sie das

Nahrungsangebot für die Eidechsen oder verdrängt sie durch Aggression aus den günstigsten (wärmsten) Teilen dieser Flächen. Die Zauneidechse besiedelt vor allem die strukturreichen Lechdämme mit den assoziierten heckenreichen Heideflächen (Tab.31), geht aber nicht in die feuchteren und schattigeren Lebensräume, so dass sie die im Projektgebiet völlig fehlende Waldeidechse (*Zootoca vivipara*) nicht ersetzen kann, was wiederum negative Effekte auf die Jungtiere der Schlangen haben könnte.

4.8 Konsequenzen für den Naturschutz

Aus den Ergebnissen der Untersuchung am Lech ergeben sich für den Schutz der Schlingnatter einige wichtige Konsequenzen:

Als wichtigste Habitate dieser Natter dienen nicht etwa die letzten noch vorhandenen Heidereste, sondern die Lechdämme, wenn diese abwechslungsreich genug gestaltet sind. Es handelt sich hierbei also nicht um Primärlebensräume, sondern um Sekundärlebensräume. Diese “unbeabsichtigten Sekundärbiotope” (im Sinne SPERBERS 2002) sind durch besondere Verhältnisse geprägt: sie dienen in erster Linie dem Hochwasserschutz und der Stromgewinnung und stellen ausgesprochen schmale, lineare Elemente dar. Dadurch sind die als nutzbarer Lebensraum für die Schlangen zur Verfügung stehenden Flächen sehr klein, was wahrscheinlich die Mobilität fördert und die Revierbildung verhindert. Durch den beinahe ununterbrochenen Verlauf der Dämme ist ein Verbund der Teillebensräume möglich. Die Lechdämme und ihr Hinterland sind durch ausgesprochene Strukturarmut geprägt. Ein wichtiger Ansatz für zukünftige Bemühungen des Naturschutzes muß daher die Strukturanreicherung sein. Dies kann auf künstliche Art und Weise geschehen (Anschütten von Stein- oder Totholzhaufen, Abräumen der Vegetation zur Schaffung von Rohbodenstandorten) oder durch Unterlassen von Aufräumarbeiten nach Hochwassern (Totholz). Wie erfolgreich die Einbringung von Strukturen in ausgeräumten Habitaten gerade für Reptilien sein kann, zeigt zum Beispiel die Arbeit von WEBB & SHINE (2000), denen es gelang mit Hilfe künstlicher Felsen die Bestände der australischen Schlange *Hoplocephalus bungaroides* und seinem Hauptnahrungstier, dem Gecko *Oedura lesueurii* zu stützen. Schon SCHMIDT (1930) erkannte den Zusammenhang zwischen der zunehmend strukturarmen Landschaft (insbesondere den Wäldern) und dem schon damals erkennbaren Rückgang der Schlingnatter. Gerade für das wichtigste Beutetier der Schlingnatter, die Zauneidechse, wäre die Einbringung geeigneter, grabbarer Substrate dringend erforderlich. Davon würden eine ganze Reihe von Prädatoren, darunter natürlich auch die Schlingnatter, profitieren. Da sich die Futtersversorgung als wichtigster Faktor für das Überleben gerade bei den Jungtieren herausgestellt hat, könnte eine Verbesserung der Situation zu einer Stützung der Bestände und

mittelfristig auch zu einer Ausbreitung der Art führen, da durch die Dispersion überzähliger Individuen neue Flächen besiedelt werden könnten. Desweiteren ist es dringend erforderlich, die kleinen Lebensräume in der Fläche zu vergrößern. Dies erscheint am Lech durchaus möglich, da in erster Linie Waldflächen benachbart sind, die schon durch eine gewisse Auflockerung als Teillebensräume nutzbar gemacht werden könnten. Die Habitate werden dadurch für eine größere Zahl von Individuen bewohnbar, was die Gesamtpopulation widerstandsfähiger gegen negative Einflüsse macht und damit ihr Überleben wahrscheinlicher (zur Problematik kleiner Populationen: PRIMACK 1995, kritische Analyse: GRIMM 2000). Neben der Anfälligkeit kleiner isolierter Populationen gegenüber stochastischen Umweltprozessen spielt auch ihre zunehmende genetische Isolierung eine Rolle (UJVARI ET AL. 2002). Die Lechdämme als Verbindungsadern müssen zu beiden Seiten des Flusses für die Reptilien durchgängig gemacht werden. Auch hier können einige Freistellungsmaßnahmen und Struktureinbringungen ausreichend sein. Weitere Maßnahmen betreffen in erster Linie die Pflege der vorhandenen Habitate, z.B. die Bewirtschaftungsform (Mahdzeitpunkte, Schafbeweidung) und das Waldrandmanagement. Als weitere wichtige Eigenschaft der genutzten Flächen hat sich ihre Kleinräumigkeit herausgestellt (Grenzliniendichte, Dichte an linearen Strukturen). Erhalt und Neuanlage von Hecken, Waldsäumen, offenen Wegrändern etc. sind folglich wichtige Pflegemaßnahmen auf diesen Flächen. Wird dieses Maßnahmenbündel umgesetzt, so kann die Schlingnatter am Lech zumindest südlich von Augsburg mit einer Zukunft rechnen. Nördlich von Augsburg muß die ganze Konzentration dem Erhalt der noch vorhandenen Kleinstpopulationen gelten. Weiterhin sollte versucht werden, durch intensive Nachsuche weitere Vorkommen der Art zu finden und dann in die Schutzbemühungen einzubinden. Schon vor Jahren wurden die wichtigsten Maßnahmen für die Schlangen am Lech erkannt und gefordert (BAUER 1995), allerdings blieb diese Forderung bisher weitgehend unbeachtet.

5 Zusammenfassung

In den Jahren 2000 und 2001 wurde am bayerischen Lech zwischen Landsberg/Lech und der Mündung in die Donau eine Untersuchung über die Biologie und Ökologie der Schlingnatter (*Coronella austriaca*) durchgeführt. Dabei wurden in den acht Untersuchungsgebieten im Jahr 2000 52 Individuen und im Jahr 2001 74 Individuen erfasst. Ein Schwerpunkt der Art liegt südlich von Augsburg zwischen den Staustufen 19 und 23.

Als wichtigste Fundpunkte konnten die steinernen Uferbefestigungen, die Lechdämme sowie Wegränder identifiziert werden. Wird die Umgebung der Fundpunkte in die Analyse mit einbezogen, so gewinnen Hecken und Lechheiden an Bedeutung. Die Auswertung ergab, dass es vor allem die linienhaften Lebensräume waren, die für die Besiedlung durch die Schlingnatter maßgeblich waren. Von entscheidender Bedeutung waren außerdem die deutlich erhöhten Grenzliniendichten in den Schlingnatterlebensräumen.

Besonders wichtige Strukturelemente waren Rohbodensituationen, Steine sowie Altgrasbüschel.

Die Schlingnatter konnte zwischen April und Oktober beobachtet werden, der Beobachtungsschwerpunkt entfiel auf die Sommermonate Juli und August. Im Verlauf beider Jahre kristallisierten sich zwei getrennte Häutungsperioden heraus: die erste im Juni, die zweite von Ende Juli bis Mitte August.

Ein Schwerpunkt der Arbeit lag in der Anwendung radiotelemetrischer Methoden, um neue Erkenntnisse über die Migration sowie die Raumnutzung verschiedener Individuen zu gewinnen. Dabei wurde festgestellt, dass Männchen durchschnittlich etwas weitere Strecken zurücklegen als die nichtträchtigen Weibchen, während die trächtigen Weibchen sehr ortstreu waren. Als maximale Distanzen konnten bei Männchen 6,6 km, bei Weibchen 4,5 km festgestellt werden. Die durchschnittliche Tagesdistanz aller Individuen lag bei ca. 10 Meter pro Tag. Die Männchen besetzten home-ranges von bis 2,9 ha, die Weibchen nur etwa 0,5 ha. Als Besonderheit kann gelten, dass ein Weibchen zweimal die Lechseite gewechselt hat.

Die Weibchen der Population waren durchschnittlich mit 61,5 cm etwas kleiner als die Männchen mit 62,4 cm. Der Quotient von Gesamtlänge zu Schwanzlänge war bei den Männchen signifikant kleiner als bei den Weibchen.

90 % aller beobachteten Tiere waren größer als 40 cm, dagegen waren juvenile und semiadulte Schlangen kaum im Freiland zu beobachten. Das Geschlechterverhältnis war leicht männchendominiert (1: 0,76).

Die juvenilen Schlingnattern kamen zwischen 29.07. und 09.09. zur Welt. Dabei wogen sie durchschnittlich 2,7 Gramm (1,9 Gramm bis 3,5 Gramm). Die Zahl der Jungtiere pro Wurf lag bei 6,6 (4-10). Es ergab sich kein Zusammenhang zwischen Gewicht oder Länge der Mütter und der Anzahl ihrer Jungen, dem Gesamtgewicht der Jungtiere sowie dem durchschnittlichen Gewicht pro Jungtier. Die Mütter investierten etwa 40 % ihres Körpergewichtes in ihren Nachwuchs. Alle Indizien sprechen für einen zweijährigen Fortpflanzungszyklus der weiblichen Schlingnattern in der Lechtalpopulation.

Die Neugeborenen nahmen von selbst nur Reptilien (Zauneidechsen (*Lacerta agilis*) und Blindschleichen (*Anguis fragilis*)) als Nahrung an. An Babymäuse konnten sie durch Zwangsfütterung gewöhnt werden. Zwischen Geburt und Überwinterung nahmen die Schlangen zwischen 0 und 1,1 Gramm zu. Die Schlangen, die sich von Reptilien ernährten, konnten dabei etwas mehr an Gewicht zunehmen, als diejenigen, die sich von Mäusen ernährten. Das Wintergewicht der Reptiliengruppe lag ebenfalls über dem der Säugergruppe. Es stellte sich heraus, dass das Gewicht der Jungschlangen vor der Überwinterung den entscheidenden Faktor für deren Überleben darstellt. Daher kommt der ausreichenden Verfügbarkeit der beiden potentiellen Beutetierarten Zauneidechse und Blindschleiche große Bedeutung zu. Die Blindschleiche ist im Projektgebiet als durchaus häufig zu bezeichnen. Sie wurde in alle UG regelmäßig beobachtet, insbesondere in den Lechheiden und an Wegrändern. Die Populationsstruktur der Blindschleiche ist sowohl was die Geschlechter betrifft, als auch in Bezug auf die Größenklassen gleichmäßig besetzt.

Die Zauneidechse konnte ebenfalls in allen UG beobachtet werden, jedoch schwankt ihre Zahl von Jahr zu Jahr erheblich. Von diesen Schwankungen sind vor allem juvenile Tiere betroffen. Der bevorzugte Lebensraum der Zauneidechse ist ebenfalls in den Lechheiden zu finden.

Auch die beiden anderen im Lechtal vorkommenden Schlangenarten Kreuzotter (*Vipera berus*) und Ringelnatter (*Natrix natrix*) sind häufig mit der Schlingnatter syntop anzutreffen. Für den Schutz der Art ergeben sich daraus logische Konsequenzen: die Populationen der Nahrungstiere müssen gestützt werden, um das Überleben der Jungtiere zu sichern; die Teilpopulationen müssen vernetzt werden, um einen notwendigen Individuenaustausch zu ermöglichen; die Lebensräume der Schlingnatter müssen vergrößert werden, um ausreichend Raum für individuenstarke Populationen zu schaffen.

6 Summary

The biology and ecology of the Smooth Snake (*Coronella austriaca*) was investigated in the area around the River Lech in Bavaria (between Landsberg/Lech and the mouth into the River Danube) in the years 2000 and 2001. In the eight study areas, 52 smooth snakes were caught in 2000 and 74 in 2001. The largest populations were south of Augsburg between reservoirs 19 and 23.

Most smooth snakes were recorded in the bank reinforcements, the river embankments and at waysides. When the areas in a radius of 100m around the habitats were analysed, hedges and the dry grasslands were found to be important habitats for the snakes. Overall, the analysis showed that linear habitats and a high density of borders between different habitats were the most important factors for the areas that were populated by the Smooth Snake.

Most important microhabitats at the discovery locations were bare soil, stones and old grass.

The Snakes were observed between April and October, with a peak of recorded specimens in July and August. Both years, there were two periods when sloughing was recorded: the first was in June and the second from end of July until the middle of August.

It was found that the males were more mobile than the females: the maximum migration distances were 6.6 km for males and 4.5 km for females. The average distance moved by the snakes was 10 metres per day. The maximum home-range of a male was 2.9 ha and for a female 0.5 ha. Pregnant females were remained in the same place for longer in many cases.

The females of the Lech-population were 61.5 cm long in average, while the males were 62.4 cm long. The quotient of total length and tail length was significant smaller for males.

Ninety percent of the recorded individuals were larger than 40 cm, while juveniles and semiadults were only occasionally observed. The sex-ratio was 1: 0.76 (males/females).

Eleven births were recorded in both years together. They happened between 29th July and 9th September. The average weight at birth was 2.7 g (1.9 g – 3.5 g). The number of neonates ranged from 4 to 10 (average: 6.6). There was no correlation between the length or the weight of the mothers and the number of their offspring and its weight (total and average individual weight). The mothers invested about 40 % of their weight in their offspring.

It can be taken for sure that the adult females have a 2-year-reproduction-cycle at the river Lech.

The neonates took only reptiles (sand lizards, *Lacerta agilis*, and the slow worms, *Anguis fragilis*, as food. However it was possible to force-feed them successfully on young mice in captivity. They increased their weight between birth and hibernation between 0 and 1.1 g.

Those snakes that were fed with reptiles reached higher weights at hibernation, which gave them a better chance of surviving the winter. It is clear that the number of prey is the most important factor for the survival of neonate snakes in nature. The slow worm is still common in the project area. It was found in all investigation areas, especially in grassland and at waysides. The sand lizard could also be found in all areas but its numbers were not constant between years.

Two other snakes, the adder (*Vipera berus*) and the grass snake (*Natrix natrix*) were also where the smooth snakes live.

This work has important consequences for biological conservation of the smooth snake: populations of prey species need to be stabilised, to ensure the survival of smooth snake juveniles. Furthermore, the small populations of the smooth snakes should be interconnected and their habitats should be enlarged to increase local population sizes.

7 Literatur

- AGRIMI, U. & L. LUISELLI (1994): Ecology of the snake *Coronella girondica* (Reptilia: Colubridae) in Central Italy. - *Vie Milieu* 44 (3/4): 203-210.
- ALFERMANN, D. (2002): Populationsbiologische Untersuchungen an der Blindschleiche (*Anguis fragilis*) im Lechtal.- Diplomarbeit Universität Bayreuth (unveröff.).
- ANDREN, C. (1985): Risk of predation in male and female adders, *Vipera berus*. - *Amphibia-Reptilia* 6: 203-206.
- ANDREN, C. & G. NILSON (1976): Hasselsnoken (*Coronella austriaca*) - en utrotningshotad ormart! - *Fauna och Flora* 71 (2): 61-76.
- ANDREN, C. & G. NILSON (1979): Hasselsnoken (*Coronella austriaca*) - i Norden- en isolerad och ekologiskt särställd ras? - *Fauna och Flora* 74 (2): 89-96.
- ANDREN, C. & G. NILSON (1983): Reproductive tactics in an island population of Adders, *Vipera berus* with a fluctuation food resource. - *Amphibia-Reptilia* 4: 63-79.
- ANGELICI, F.M. & L. LUISELLI (1989): Ornithophagy in Italian Snakes: a review. - *Bull. Soc. Zool. Fr.* 123:15-22.
- ASSMANN, O. (1993): Kriechtiere.- In: Jürging, P. (Hrsg.): Stützkraftstufe Landau an der Isar. Entwicklung der Pflanzen und Tierwelt in den ersten fünf Jahren. - Schriftenr. Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft 24: 71-73.
- ASSMANN, O., DROBNY, M. & A. BEUTLER (1993): Zur Situation der Schlingnatter (*Coronella austriaca* Laurenti 1768) in Südbayern: Lebensräume, Gefährdung und Schutz.- *Mertensiella* 3: 83- 90.
- BANNIKOV, V.G., DAREVSKY, I.S., ISHENKO, V.G., RUSTAMOV, A.K. & SCHERBAK, N.N. (1977): Key to Amphibians and Reptiles of the UdSSR. Obrazovanie, Moscow.
- BARON, J.-P., FERRIERE, R., CLOBERT, J., SAINT-GIRONS, H. (1996): Strategie demographique de *Vipera ursinii ursinii* au Mint-Ventoux (France).- *C.R. Acad.Sci.Paris, Sciences de la vie*, 319: 57-69.
- BAUER, F. (1971): Das flußmorphologische Verhalten des bayerischen Lechs.- Schriftenr. Bayr. Landesamt f. Wasserwirtschaft 9.
- BAUER, U. (1995): Vorkommen und Schutz von Schlangen im Raum Augsburg- Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben 99: 74-84.
- BAUER, U. & K. KUHN (2001): Die Reptilien- Fauna des Nördlichen Lechtals.- In: Der Nördliche Lech. Wißner, Augsburg 2001:110-115.

- BELOVA, Z.V. (1975): Die Populationsstruktur der Kreuzotter (*Vipera berus*) nach Geschlecht und Alter.- Zool. J. Moskau 54: 143-145 (russ.).
- BIELLA, H.- J. (1980): Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie der Kreuzotter (*Vipera berus* L.) (Reptilia, Serpentes, Viperidae).- Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden 36 (6): 117- 125.
- BIELLA, H.- J., NITSCH, K., SCHNABEL, H. & K. SCHNABEL (1981): Zur Verbreitung der Glattnatter (*Coronella austriaca*) im Kreis Hoyerswerda.- Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 55 (7): 39-41.
- BIELLA, H.- J., DITTMANN, G. & W. VÖLKL (1993): Ökologische Untersuchungen an Kreuzotterpopulationen (*Vipera berus* L.) in vier Regionen Mitteleuropas (Reptilia, Serpentes, Viperidae).- Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden 47 (13): 193- 203.
- BLAB, J. (1980): Reptilienschutz.- Salamandra 16 (2): 89- 113.
- BLAB, J., GÜNTHER, A. & E. NOWAK (1994): Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Kriechtiere (Reptilia). In: NOWAK, E., BLAB, J. & R. BLESS (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland.- Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz 42. Kilda-Verlag, Greven: 109-124.
- BLUM, J. (1988): Die Kreuzotter und ihre Verbreitung in Deutschland.- Abh. Senckenberg naturf. Ges. 15: 123-278.
- BONNET, X., NALLEAU, G. & R. SHINE (1999): The dangers of leaving home: dispersal and mortality in snakes. - Biological Conservation 89: 39-50.
- BONNET, X., NALLEAU, G., SHINE, R. & O. LOURDAIS (1999): Short-term versus long-term effects of food intake on reproductive output in a viviparous snake, *Vipera aspis*.- Oikos 92: 297-308.
- BONT, DE R. G., VAN GELDER, J.J. & J.H.J. OLDERS (1984): Gewichtsverloop en lichaamstemperaturen van de gladde slang (*Coronella austriaca*) in het voorjaar.- Lacerta 42 (7): 124-129.
- BONT, DE R. G., VAN GELDER, J.J. & J.H.J. OLDERS (1986): Thermal ecology of the smooth snake, *Coronella austriaca* Laurenti, during spring. - Oecologia 69: 72-78.
- BRESINSKY, A. (1983): Die Trockenrasen des Lechfeldes: Arteninventar und Konsequenzen für den Schutz von Pflanzenarten.- Laufener Seminarbeiträge 6: 33- 54.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1999): Situationsanalyse der Amphibien und Reptilien in Deutschland.- In: BfN (Hrsg.): Daten zur Natur 1999: 210-215.
- BÜRGER, A. (1991): Geographie und Flußbettmorphologie des Lechs.- Augsburger Ökolog. Schriften 2: 31-36.

- CABELA, A., GRILLITSCH, H. & F. TIEDEMANN (2001): *Coronella austriaca*.- In: CABELA, A., GRILLITSCH, H. & F. TIEDEMANN (Hrsg.): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Umweltbundesamt, Wien: 535-545.
- CAPULA, M., LUISELLI, L. & C. ANIBALDI (1992): Complementary study on the reproductive biology of the female adder, *Vipera berus* from Eastern Italian Alps.- *Vie et Milieu* 42: 327-336.
- CLAUSNITZER, H.J. (1989): Zur Verbreitung und Ökologie der Schlangen im Landkreis Celle.- *Jahrb. f. Feldherpetologie* (3): 81-95.
- COOPER, J.E. & O. DAVIES (1997): Studies on Morbidity and Mortality in smooth snakes (*Coronella* ssp.).- *Herpetological Journal* 7: 19-22.
- DAAN, R. (1981): Slangen (Ophidia).- In: M. SPAREBOOM (ed.): De amfibieen en reptilien van Nederland, Belgie en Luxemburg.- Balkema, Rotterdam: 145-163.
- DROBENKOV, S.M. (1999): Ecology Of Smooth Snake (*Coronella austriaca* Laur.) In Belarus.- *Russian Journal of Herpetology* 7 (2): 135- 138.
- DROBNY, M. (1993): Aspekte der Populationsökologie und der Fortpflanzungsbiologie der Äskulapnatter (*Elaphe longissima*) in Ostbayern.- *Mertensiella* 3: 135-155.
- DUGUY, R. (1961): Le cycle annuel d'activite de *Coronella austriaca* Laur.- *La terre et la Vie* 15: 401-435.
- DÜRIGEN, B. (1897): Deutschlands Amphibien und Reptilien.- Magdeburg. 676 S.
- DÜRR, P. (2000): Haltung und Nachzucht von *Coronella austriaca*.- *Elaphe* 8 (2000): 22- 24.
- ECKSTEIN, H.-P., MÖNIG, R. & K. RICONO (1996): Schutzprogramm für die Schlingnatter in Wuppertal.- *LÖBF-Mitteilungen* 3/96: 60- 62.
- ELBING, K. (1999): Zur Ortstreue von Schlüpflingen der Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*).- *Zeitschrift für Feldherpetologie* 6: 235- 238.
- ENGELMANN, W. E. (1993): *Coronella austriaca* - Schlingnatter.- In: (W. BÖHME, Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Mitteleuropas Band 3/I Schlangen. Aula, Wiesbaden: 200-245.
- ENGELMANN, W. E. & VÖLKL, W. (1990): Zum Paarungsverhalten der Schlingnatter *Coronella austriaca*.- *Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden* 45 (14): 137- 139.
- FELDMANN, R., FELLEBERG, W.O. & E. SCHRÖDER (1968): Verbreitung und Lebensweise der Schlingnatter, *Coronella austriaca* Laurenti 1768, in Westfalen.- *Abh. Landesmus. Naturk. Münster* 30: 3-12.
- FELDMANN, R. (1971): Die Lurche und Kriechtiere des Kreises Iserlohn, Menden.

- FELDMANN, R. (1981): Schlingnatter- *Coronella a.austriaca*.- In: FELDMANN, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens, Münster 1981: 128-136.
- FILIPPI, E. & LUISELLI, L. (2000): Status of the Italian snake fauna and assessment of conservation threats.- Biological Conservation 93: 219-225.
- FITCH, H.S. & H. W. SHIRER (1971): A radiotelemetric study of spatial relationships in some common snakes.- Copeia 1971: 118-128.
- FRIGGE, N. (2001): Gladde slangen langs de Ijzeren Rijn.- Meetnet Reptilien 20: 15.
- GEES, K. (2002): Untersuchungen zur Beeinflussung von Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften durch Ameisen in Flußauen.- Diplomarbeit, Universität Bayreuth.
- GIBBONS, J.W. (1976): Ageing phenomena in reptile. – In: ELIAS, M.E., ELEFThERIOU, B.E. & P.K. ELIAS (Eds.): Special Review of Experiment ageing research: 454- 475. EAR, Inc, Maine.
- GLANDT, D. (1972): Zur Verbreitung und Ökologie der Schlingnatter, *Coronella austriaca* am Niederrhein.- Decheniana 125 (1/2): 131- 136.
- GODDARD, P. (1980): Limited Movement Areas And Spatial Behaviour In The Smoothsnake *Coronella austriaca* In Southern England.- In: J. COBURN (Ed.): Proc. Euro. Herp. Symp. C.W.L.P. Oxford 1980: 25-40.
- GODDARD, P. (1984): Morphology, growth, food habits and population characteristics of the Smoothsnake *Coronella austriaca* In Southern Britain.- J. Zool. London 204: 241- 257.
- GODDARD, P. & I. F. SPELLERBERG (1980): Reproduction as a factor in the conservation of *Coronella austriaca* Laurenti in Southern England.- Bull. Ecol. 1980 (11/3): 535-541.
- GOMILLE, A. (2002): Die Äskulapnatter (*Elaphe longissima*)- Verbreitung und Lebensweise in Mitteleuropa.- Edition Chimaira, Frankfurt am Main, 158 S.
- GREGORY, P.T. & K.M. SKEBO (1998): Trade-offs between Reproductive Traits and the Influence of Food Intake during pregnancy in the Garter Snake, *Tamnophis elegans*.- The American Naturalist 151 (5): 478-485.
- GRIMM, V. (2000): Populationsgefährdungsanalyse (PVA): ein Überblick über Konzepte, Methoden und Anwendungsbereiche.- Laufener Seminarbeitr. 3/00: 67-77.
- GRUBER, H.J. (2001): An Ingestible Transmitter for medium Range outdoor Researches in small Snakes.- 16. Int. Symposium On Biotelemetry. Tagungsband (in Druck)
- GRUSCHWITZ, M., VÖLKL, W., KORNACKER, P.M., WAITZMANN, M., PODLOUCKY, R., FRITZ, K. & R. GÜNTHER (1993): Die Schlangen Deutschlands- Verbreitung und Bestandssituation in den einzelnen Bundesländern.- Mertensiella 3: 7- 38.

- GÜNTHER, R. & VÖLKL, W. (1996b): Schlingnatter - *Coronella austriaca* Laurenti, 1768. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer, Jena: 631 – 647.
- HALLIDAY, T.R. & P.A. VERRELL (1988): Body Size and Age in Amphibians and Reptiles.- Journal of Herpetology 22 (3): 253-265.
- HAPP, F. (1985): *Coronella austriaca austriaca*- eine Mimikry- Schlange?- Carinthia 2, 95 Jhg.: 285- 290.
- HEUSINGER, G., KRACH, J.E., SCHOLL, G. & H. SCHMIDT (1992): Rote Liste gefährdeter Kriechtiere (Reptilia) Bayerns.- Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 35-37.
- HOFER, U. (2001): *Coronella austriaca*, Laurenti 1768.- In: HOFER, U., MONNEY, J.C., & G. DUSEY: Die Reptilien der Schweiz. Basel 2001.
- JENRICH, R.I. & F.B. TURNER (1969): Measurement of non-circular home range.- Journal Theor. Biol. 22: 227-237.
- KABISCH, K. & H. BELTER (1968): Das Verzehren von Amphibien und Reptilien durch Vögel.- Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden, 29: 191-227.
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G. & P. VOLESKE (1995): Biostatistik. Springer, Berlin 1995.
- KUHN, K. (1984): Reptilien.- In: 100 Jahre Wasserbau am Lech zwischen Landsberg und Augsburg.- Schriftenr. Bayr. Landesamt f. Wasserwirtschaft (19): 84-85.
- KÜHNIS, J. (1996): Verbreitung und Biologie der Schlingnatter (*Coronella austriaca* L.) entlang des Liechtensteinischen Bahngeländes.- Ber. Bot.- Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans- Werdenberg 23: 185-207.
- LANDMANN, A. & C. BÖHM (2001): Amphibien in den Auen des Tiroler Lechs.- Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 57-70.
- LARSSON, A.M. (1994): Radiopejling av Hasselsnoken (*Coronella austriaca*).- Examensarbeit, Universität Göteborg (unveröff.)
- LARSSON, A.M. (1995): Activity range and habitat selection by radio-tracked Smooth-Snakes (*Coronella austriaca*) on the Swedish west coast.- Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 71: 103-105.
- LENZ, S. & M. GRUSCHWITZ (1993): Zur Populationsökologie der Würfelnatter *Natrix t. tessellata* (Laurenti 1768) in Deutschland (Reptilia: Serpentes: Colubridae).- Mertensiella (3): 253- 268.

- LPK Band II.1: Quinger, B., Bräu M. & Kornprobst M. (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1, 2 Teilbände. Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL).
- LUISELLI, L., CAPULA, M. & R. SHINE (1996): Reproductive Output, Costs Of Reproduction And Ecology Of The Smooth Snake *Coronella austriaca* in the Eastern Italian Alps.- *Oecologia* 106: 100- 110.
- LUTZMANN, N. (1998): Eine interessante Farbvariante der Schlingnatter (*Coronella austriaca* L. 1768).- *elaphe* 6 (1): 111-112.
- MADSEN, T. (1984): Movements, Home Range Size and Habitat Use of Radio-tracked Grass Snakes (*Natrix natrix*) in Southern Sweden.- *Copeia* 1984 (3): 707- 713.
- MADSEN, T. & R. SHINE (1992): Determinants of reproductive success in female adders, *Vipera berus*.- *Oecologia* 92: 40-47.
- MADSEN, T. & R. SHINE (1993): Costs of reproduction in a Population of European adders, *Vipera berus*.- *Oecologia* 94: 488-495.
- MALKMUS, R. (1995): *Coronella austriaca acutirostris* subsp. nov. aus dem Norden der Iberischen Halbinsel (Reptilia: Serpentes: Colubridae).- *Zool. Abh. Mus. Tierkd. Dresden* 48 (15): 265- 277.
- MILLING, W. & H. SAGER (1984): Grundwasser. - In: 100 Jahre Wasserbau am Lech zwischen Landsberg und Augsburg.- *Schriftenr. Bayr. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 19: 63- 65.
- MONNEY, J.-C. (1995): Comparaison du regime elimenetaire de *Vipera aspis* et *Vipera berus* (Reptilia, Ophidia, Viperidae) dans l'Oberland bernois.- *Bull. Soc. Frib. Sc. Nat.* 84: 105- 141.
- MONNEY, J.-C., LUISELLI, L. & M. CAPULA (1995): Notes On The Natural History Of The Smooth Snake, *Coronella austriaca* In The Swiss Alps.- *British Herpetological Society Bulletin* 54: 21-27.
- MOSER, A. (1988): Untersuchungen einer Population der Kreuzotter (*Vipera berus*) mit Hilfe der Radiotelemetrie.- *Dissertation Universität Basel*.
- MÜLLER, N. (1991): Veränderungen alpiner Wildflußlandschaften in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen.- *Augsburger ökologische Schriften* 2: 9- 30.
- NAJBAR, B. (2001): The diet of *Coronella austriaca* Laur., 1768 in the Lubuskie region (western poland).- *Bulletin of the Polish Academy of Sciences* 49 (1): 33-39.
- NAULLEAU, G. & X. BONNET (1996): Body condition threshold for breeding in a viviparous snake.- *Oecologia* 107: 301-306.

- NEUMEYER, R. (1987): Density and Seasonal Movement of the Adder (*Vipera berus* L. 1758) in a Subalpine Environment.- Amphibia-Reptilia 8: 259- 276.
- NILSON, G. (1981): Ovarian cycle and reproductive dynamics in the female adder, *Vipera berus* (Reptilia, Viperidae).- Amphibia-Reptilia 2: 63-82.
- NOACK, F. & N. DIETRICH (1994): Die Haltung und Vermehrung einheimischer Schlangen.- Elaphe 2 (4): 22-24.
- OBLINGER, H. (2001): Das Nördliche Lechtal in Vergangenheit und Gegenwart.- In: Der Nördliche Lech. Wißner, Augsburg 2001: 11- 44.
- OLSSON, M. & T. MADSEN (2001): Between-year variation in determinants of offspring survival in the Sand Lizard, *Lacerta agilis*.- Functional Ecology 15: 443- 450.
- PATZER, J. (1990): Zum Vorkommen der Glattnatter (*Coronella a. austriaca* Laurenti 1768) in Vorpommern.- Naturschutzarb. Mecklenburg-Vorpommern 34: 56- 58.
- PETERSEN, C.R., GIBSON, A.R. & M.E. DORCAS (1993): Snake thermal ecology: the causes and consequences of body-temperature variation. In: SEIGEL, R.A. & J.T. COLLINS (eds.): Snakes: ecology and behaviour. New-York: 241- 314
- PFEUFFER, E. & K. KUHN (1999): Der „Stadtwald Augsburg“- ein Naturschutzgebiet!- Ber. Naturwiss. Ver. f. Schwaben (103): 100- 123.
- PHELPS, T.E. (1978): Seasonal Movement Of The Snakes *Coronella austriaca*, *Vipera berus* and *Natrix natrix* In Southern England.- British Journal of Herpetology 5: 775- 761.
- PODLUCKY, R. & M. WAITZMANN (1993): Lebensraum, Gefährdung und Schutz der Schlingnatter (*Coronella austriaca* Laurenti 1768) im Norddeutschen Tiefland und in den Mittelgebirgslagen Südwestdeutschlands.- Mertensiella (3): 49-76.
- PRIMACK, R.B. (1995): Naturschutzbiologie. Spektrum, Heidelberg, 1995: 303- 331.
- ROLLINAT, R. (1934): La vie des reptiles de la France Central. Delagrave, Paris.
- RUGGIERO, L., CAPULA, M., FILIPPI, E. & L. LUISELLI (1995): Food habits of mediterranean Populations of the smooth snake (*Coronella austriaca*).- Herpetological Journal 5: 316- 318.
- RÜHMEKORF, E. (1970): Die Verbreitung der Amphibien und Reptilien in Niedersachsen.- Beiträge Naturkde. Nieders. 22: 67- 131.
- SAUER, A. (1994): Methode zur Identifikation der Schlingnatter (*Coronella austriaca*).- Salamandra 30: 43- 47.
- SAUER, A. (1997): Fotografische Individualidentifikation und erste Ergebnisse zur Langzeitbeobachtung einer Schlingnatterpopulation (*Coronella austriaca*).- Mertensiella 7: 103-110.

- SCHAEFER, I. (1957): Geologische Karte von Augsburg und Umgebung 1: 50000 mit Erläuterungsheft. München.
- SCHAUER, T. (1984): Vegetation.- In: 100 Jahre Wasserbau am Lech zwischen Landsberg und Augsburg.- Schriftenr. Bayr. Landesamt f. Wasserwirtschaft 19: 73- 82.
- SCHIEMENZ, H. & R. GÜNTHER (1994): Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Ostdeutschlands, Rangsdorf.
- SCHMIDT, P. (1930): Vom Freileben der Schlingnatter, *Coronella austriaca* Laurenti.- Das Aquarium 1930: 215-217
- SCHMIDTLER, H. & J.F. SCHMIDTLER (1996): Zur Reptilienfauna der Nördlichen Kalkalpen zwischen Isar und Inn (Bayern/Tirol).- Mitt. LARS Bayern 15 (1): 1-36.
- SCHUBERT, W. (1994): Zur Verbreitung der Schlingnatter *Coronella austriaca* am mittleren und oberen Lech.- Berichte des naturwissenschaftlichen Vereins für Schwaben 98 (3): 71-72.
- SCHWARZ, A. (1997): Möglichkeiten der Ermittlung von Raumnutzung und Populationsdichte bei der Kreuzotter (*Vipera b. berus* L.).- Mertensiella (7): 247-260.
- SELAS, V. (2001): Predation on reptiles and birds by the common buzzard, *Buteo buteo*, in relation to changes in its main prey, voles.- Canadian Journal of Zoology 79 (11): 2086-2093.
- SENDTNER, O. (1854): Die Vegetationsverhältnisse Südbayerns.- Literarisch-artistische Anstalt, München.
- SHINE, R. & BONNET, X. (2000): Snakes: a new model organism in ecological research ?- Trends in Ecology and Evolution 15: 221-222.
- SHINE, R. & P. HARLOW (1993): Maternal thermoregulation influences offspring viability in a viviparous lizard.- Oecologia 96: 122-127.
- SHINE, R. & T. MADSEN (1997): Prey abundance and predator reproduction: rats and pythons on a tropical australian floodplain.- Ecology 78 (4): 1078-1086.
- SPELLERBERG, I.F (1977): Behaviour of a young smooth snake, *Coronella austriaca* Laurenti.- British Journal of the Linnian Society 9: 323-330.
- SPELLERBERG, I.F. & T.E. PHELPS (1975): Voluntary temperatures of the snake, *Coronella austriaca* Laurenti 1768.- Copeia 1975 (1): 183-185.
- SPELLERBERG, I.F. & T.E. PHELPS (1977): Biology, general ecology and behaviour of the snake, *Coronella austriaca* Laurenti 1768.- Biological Journal of the Linnian Society 9: 133-164.

- SPERBER, H.H. (2002): Sekundärbiotop- zum Begriff und seiner Anwendung.- Naturschutz und Landschaftsplanung 34 (4), 2002: 121-123.
- STRECK, O.E. (1965): Zur Verbreitung der Glattnatter *Coronella austriaca austriaca* Laurenti 1768 in der Mark.- Beitr. Tierwelt Mark II; Veröff. Bez. Mus. Potsdam 9: 21-29.
- STRIJBOSCH, H. (1987): Nest site selection of *Lacerta agilis* in the Netherlands.- Proceedings of the 4th ordinary General Meeting Societas Europea Herpetologica: 376.
- STRIJBOSCH, H. & VAN GELDER, J.J. (1993): Ökologie und Biologie der Schlingnatter *Coronella austriaca*, Laurenti 1768, in den Niederlanden.- Mertensiella 3: 39-57.
- SYKORA, W. (1978): Methodische Hinweise zur Kleinsäugetierforschung.- Abh. U. Ber. Naturkundl. Mus. „Mauritanum“ Altenburg (10): 1- 33.
- THOMAS, B. (1999): Zur Raum-Zeit-Einbindung von Kreuzotter (*Vipera berus* L.) und Schlingnatter (*Coronella austriaca* Laur.) im Toten Moor im Landkreis Hannover.- Diplomarbeit Universität Hannover.
- UJVARI, B., MADSEN, T., KOTENKO, T., OLSSON, M., SHINE, R. & H.WITZELL (2002): Low genetic diversity threatens imminent extinction for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*).- Biological Conservation 105: 127-130.
- UJVARI, B. & Z. KORSOS (2000): Use Of Radiotelemetry On Snakes: A Review.- Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 46 (2): 115- 146.
- VIITANEN, P. (1967): Hibernation and seasonal movements of the viper *Vipera berus* in Southern Finland.- Ann. zool. Fenn. 4: 472-546.
- VÖLKL, W. (1989): Prey Density and Growth: Factors limiting the Hibernation Success in Neonate Adders (*Vipera berus* L.) (Reptilia:Serpentes:Viperidae).- Zool. Anz. 222, 1/2: 75- 82.
- VÖLKL, W. & B. MEIER (1988): Verbreitung und Habitatwahl der Schlingnatter in Nordbayern.- Salamandra 24 (1): 7- 15.
- VÖLKL, W. & H.-J. BIELLA (1989): Traditional Using of Mating and Breeding Places by the Adder (*Vipera berus* L.) (Reptilia: Serpentes: Viperidae).- Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden 44 (3): 19-23.
- VÖLKL, W., KÄSEWIETER, D. & N. BAUMANN (2002): Das E+E- Vorhaben Reptilienlebensraum Lechtal-Voruntersuchung.- Unveröffentl. Schlußbericht an das Bundesamt für Naturschutz. Lehrstuhl für Tierökologie 1, Universität Bayreuth.
- VÖLKL, W. & B. THIESMEIER (2002): Die Kreuzotter.- Laurenti Verlag.
- WAITZMANN, M. (1991): Zur Morphologie einiger Reptilien des südlichen Odenwaldes (Nordbaden, Südhessen).- Salamandra 27 (4): 266-281.

- WAITZMANN, M. (1992): Verbreitung, Ökologie und Schutzproblematik der thermophilen Reptilienarten im südlichen Odenwald.- Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Baden-Württemberg 67: 233-266.
- WAITZMANN, M. & P. SANDMEIER (1990): Zur Verbreitung, Morphologie und Habitatwahl der Reptilien im Donautal zwischen Passau und Linz (Niederbayern, Oberösterreich).- Herpetozoa 3 (1/2): 25-53.
- WALDERT, R. (2000): Umweltbericht 1999: Naturschutz und Landschaftspflege. Wißner, Augsburg.
- WEBB, J.K. & R. SHINE (2002): Paving the way for habitat restoration: can artificial rocks restore degraded habitats of endangered reptiles?- Biological Conservation 92: 93-99.
- WEISS, F.- H. (1984): Wasserbau. In: 100 Jahre Wasserbau am Lech zwischen Landsberg und Augsburg.- Schriftenr. Bayr. Landesamt f. Wasserwirtschaft 19: 19-26.
- WOLLESEN, R. (2000): Zur Ökologie der Kreuzotter (*Vipera berus berus*) an einem anthropogen beeinflussten Sekundärstandort.- Faun.- Ökol.- Mitt. 8: 9-59.
- ZIMMERMANN, E. (1983): Das Züchten von Terrarientieren. Kosmos, Stuttgart 1983.
- ZIMMERMANN, P. (1988): Die Schlingnatter (*Coronella austriaca*) im Weinberg „Höllstein“ bei Freudenstein (Enzkreis, Baden Württemberg).- carolinea 46: 65- 74.
- ZIMMERMANN, R. (1908): Der deutschen Heimat Lurche und Kriechtiere.- Stuttgart 1908: 84-90.

Anhang

A. Die erfassten Lebensraumtypen

I. Gewässer

- Altarm: Stillgewässer oder träge fließendes Gewässer im Bereich der Aue, ehemalige Rinnen des Lechs und begleitender Bäche oder im Zuge der Anlage von Fließgewässern geschaffen (z.B. Auebach bei Gersthofen) (Fläche).
- Fischteich: Intensiv fischereiwirtschaftlich genütztes Gewässer, künstlich angelegt, mit wenig Flachwasserbereichen und entsprechender Ufervegetation (Fläche).
- Klärteich: Künstlich angelegtes Gewässer zur Reinigung von Abwässern (Fläche).
- Weiher: Maximal extensiv fischereiwirtschaftlich genutztes, natürliches Gewässer, mit ausgeprägter Ufervegetation und Flachwasserbereichen (Fläche).
- Temporäres Kleingewässer: Periodisch austrocknendes Gewässer (Fläche).
- Quelle: Natürliche Grundwasseranschnitt oder künstlich geschaffener Ausgangspunkt von Fließgewässern (Fläche).
- Fließgewässer: Im Projektgebiet immer der Lech (Fläche).
- Bach: Lechbegleitendes, kleineres Fließgewässer (Linie).
- Gräben: künstlich geschaffenes kleineres Fließgewässer zur Be- oder Entwässerung oder zum Hochwasserschutz (Linie).

II. Landwirtschaft

- Acker: zum Zeitpunkt der Aufnahme umgebrochene Fläche, die intensiver landwirtschaftlicher Nutzung unterliegt (Fläche).
- Getreide: Fläche, die im Untersuchungsgebiet vor allem mit den Getreidearten Gerste und Weizen bestanden war (Fläche).
- Mais & Raps: den Boden stark beschattende Kulturen mit stark isolierender Wirkung (Fläche).
- Brache: stillgelegte landwirtschaftliche Fläche mit Ruderalvegetation (Fläche).
- Intensive Wiese: Fläche, die entweder der mehrmaligen Mahd unterliegt oder zur Ausbringung landwirtschaftlichen Düngers dient (Fläche).
- Extensive Wiese: Fläche, die nicht gedüngt wird und nur einer ein bis zweifachen Mahd unterliegt (Fläche).
- Wildwiese bzw. -acker: Fläche, die dem Wild unter der jagdlichen Nutzung dient, mit eher extensivem Charakter (Fläche).
- Weide: Umzäunte Wiesenfläche zur Haltung von Rinder, Pferden und Schafen
- Streuobstwiese: Extensiv genutzte Anpflanzung von älteren Obstgehölzen

III. Wald und Forstwirtschaft

- Auwald: Vor allem Grauerlenbestände (Fläche).
- Kiefernwald: Sehr licht stehende, autochthone Schneeheide-Kiefern-Wälder oder ältere Kiefernauflorungen (> 80 – 100 Jahre) (Fläche).
- Mischwald: Darunter fallen die Laub- und Laubmischwaldbestände mit einem Nadelholzanteil von nicht mehr als 20 – 30 % (Fläche).
- Fichtenforst: Reine Fichtenbestände oder Fichtenmischbestände mit einem geringen Laubholzanteil (Fläche).

IV. Siedlung

- Einzelgebäude: Isoliertes Gebäude außerhalb der geschlossenen Bebauung (Fläche).

- Siedlung: Bereich geschlossener Bebauung (Fläche).
- Militärische Anlage: militärisch genutzte Bauwerke (Fläche).
- Wehranlage: Betriebsgebäude und Bauwerke an den Staustufen (Fläche).
- Garten & Park: Gebäude umfassender Grünbereich (Fläche).

V. Straßen und Wege, Dämme, Strom

- Bahn: Schienenweg (Linie)
- Hauptverkehrsweg: Straße mit hoher Verkehrsdichte wie Bundesautobahnen, Bundesstraßen, Staats- und Kreisstraßen (Linie).
- Nebenverkehrsweg: Straße mit geringer Verkehrsdichte (Linie).
- Wald- und Feldweg: Weg mit geringem Ausbaustandard (Linie).
- Trampelpfad: „Wilder“ Weg vor allem im Bereich der Offenflächen, durch Spaziergänger geschaffen (Linie).
- Damm: künstlich Aufschüttung zum Hochwasserschutz oder zur Stauhaltung (Linie). Je nach Gestalt des Dammes wurden 3 Untertypen unterschieden:
 - Verbuschter Damm (durch flächigen Gehölzaufwuchs ausgedunkelte Abschnitte)
 - Gründamm (durch Auftrag von Humus und Ansaat mit dem Ziel des schnellen, dichten Narbenschlusses als Dauergrünland zu bezeichnen)
 - Heidedamm (durch Ansaat mit dem Ziel eines Magerstandortes oder durch Aufbringung von Magerrasensoden entstanden). Da Teile der Heidedämme wegen ihrer breit angelegten Bauweise einen bedeutenden Flächenanteil einnehmen, wurden diese als Heidefläche erfasst und zusätzlich wie die übrigen Dämme mit einer Liniendarstellung für den jeweiligen Dammuntertyp versehen.
- Stromleitung: durch regelmäßigen Aushieb frei gehaltene Überlandleitung von einer gewissen Breite. (Linie).

VI. Offenflächen und Hecken

- „Heide“: echte Flussschotterheide, durch die Bewirtschaftung mit Schafen entstanden; aber auch andere Halbtrockenstandorte, wie Lechdamm und Pfeifengraswiese (Fläche).
- Öde: Rohbodenfläche mit Pionier- und Ruderalvegetation (Fläche).
- Feuchtfläche: Fläche, die zu bestimmten Jahreszeiten oder ganzjährig zum überwiegenden Teil in nassem Zustand ist (Fläche).
- Moor: Nur im Untersuchungsgebiet Stadtwald Augsburg vorkommendes Kalkflachmoor mit entsprechender Vegetation und leicht gewelltem Gelände (Fläche).
- Hochstaudenflur: Infolge der Nährstoffsituation mit Brennessel oder Goldrute zugewucherter Bereich (Fläche).
- Gehölzgruppe: Ansammlung von Gebüsch und Gehölzen zweiter Ordnung (Fläche).
- Hecken: Eher linienhafte und oftmals lückige Gehölzformation, z.B. graben- oder bachbegleitend oder als Grenze in der landwirtschaftlichen Flur (Linie).
- Kies: Kleine Fläche, auf der aktuell Kies abgebaut wird oder wurde (Fläche).

Danksagung

Allen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, sei an dieser Stelle gedankt.

Mein besonderer Dank gilt Herrn PD Dr. Wolfgang Völkl für die Überlassung des Themas und das stetige Interesse am Verlauf meiner Arbeit, seiner Hilfe bei fachlichen Problemen sowie für das stets angenehme Arbeitsklima.

Herrn Prof. Klaus H. Hoffmann danke ich für die Bereitstellung der Arbeitsräume sowie seine Diskussionsbereitschaft.

Vielen Dank an Herrn Niels Baumann und Herrn Dirk Alfermann für die kollegiale und produktive Zusammenarbeit.

Dem Bundesamt für Naturschutz gebührt Dank für die Bereitstellung der finanziellen Mittel sowie die fachliche Begleitung des Projekts.

Beim Deutschen Verband für Landschaftspflege haben sich Herr Güthler und Frau Market sehr für eine erfolgreiche Abwicklung des Projekts engagiert. Dafür herzlichen Dank!

Den Regierungen von Schwaben und Oberbayern sei für die Erteilung der Ausnahmegenehmigungen zum Fang der Schlingnattern gedankt.

Folgende Personen und Institutionen waren ebenfalls am Gelingen der Untersuchung beteiligt:

Hans-Jürgen Gruber und Uli Heckes (Ökokart München), Jens Sachteleben und Werner Ackermann (PAN Partnerschaft, München), Günter Riegel (Nordendorf), Peter Dürr (Augsburg), Herr Waldert und Herr Schmidt (Amt für Grünordnung und Naturschutz Augsburg), Herr Liebig (LPV Augsburg), Herr Däubler (UNB Aichach-Friedberg), Herr Steinbach (UNB Landsberg/Lech), Herr Schmidt (UNB Augsburg/Land). Ihnen allen sei an dieser Stelle gedankt.

Bei Thomas Speierl (Bayreuth) bedanke ich mich für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

Weiterhin möchte ich mich bei allen Freunden und Bekannten, die mir während der Promotion zur Seite standen, bedanken, insbesondere bei Christian Schulze und Mario Nowak, die bei technischen Problemen stets als Helfer in der Not einsprangen.

Besonderer Dank gebührt schließlich meiner Familie für die Unterstützung in den letzten Jahren sowie meiner Freundin Doris, die immer ein offenes Ohr für Probleme aller Art hatte und die Arbeit von vielen Rechtsschreibfehlern befreite.

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt habe. Auch habe ich nicht anderweitig mit oder ohne Erfolg versucht, eine Dissertation einzureichen oder mich einer Doktorprüfung zu unterziehen.

Daniel Käsewieter, Kümmersbruck, den 12.06.2002